République Algérienne Démocratique et Populaire

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

UNIVERSITÉ DES SCIENCES ET DE LA TECHNOLOGIE D'ORAN

"MOHAMED BOUDIAF"



Faculté de chimie

Département de Génie Chimique

MEMOIRE

Présenté pour l'obtention du diplôme de Master

Option : Ingénierie des Procédés de l'environnement

Thème

TRAITEMENTS DES EAUX USEES URBAINES PAR COAGULATION-FLOCULATION ET DECANTATION

Présenté par :

- Mlle BENYOUB Assia
- Mlle EL-MAGROUD Fatima Zohra

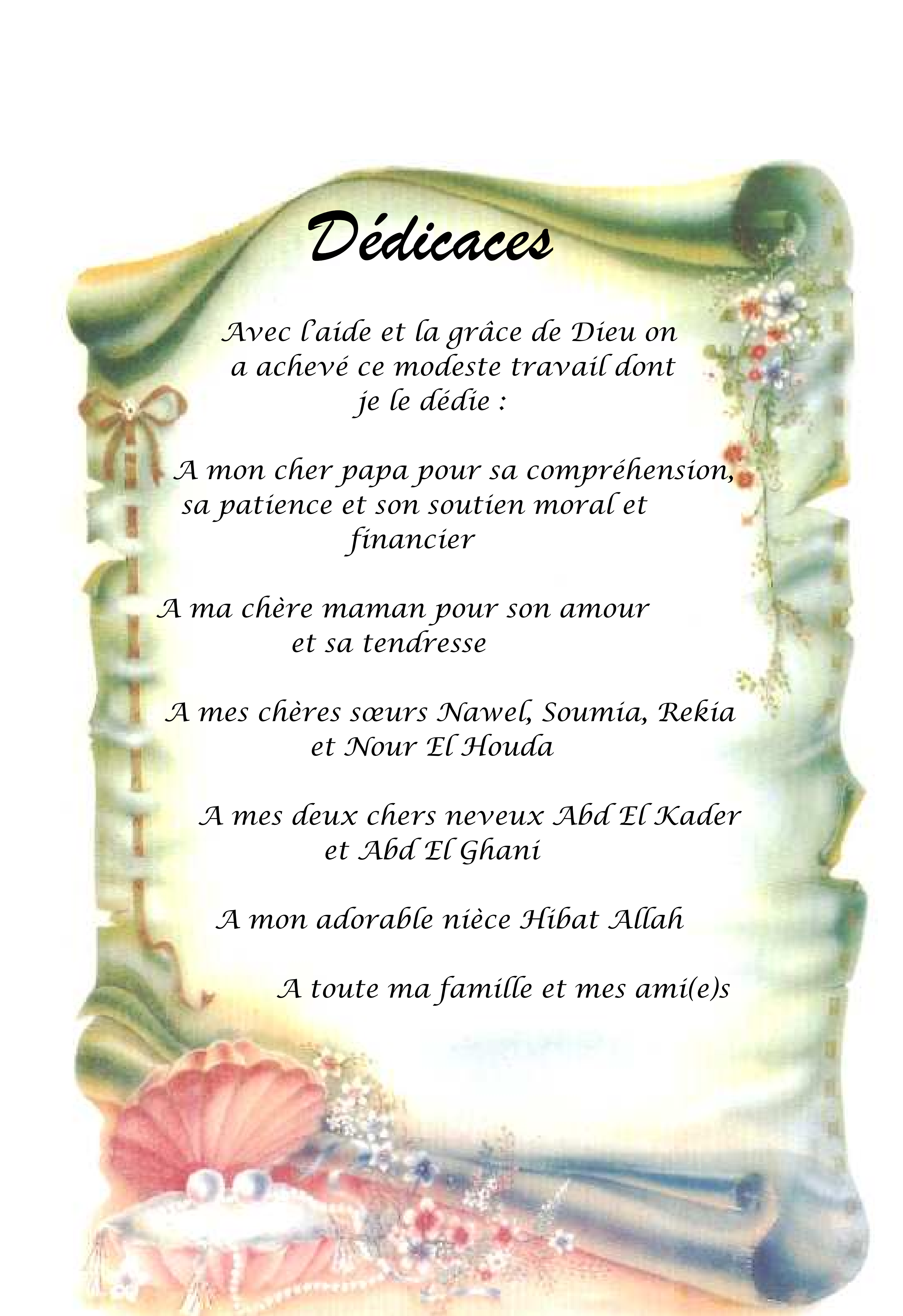
Jury:

ENCADREUR: Mr. DEBAB Abdelkader.

PRESIDENT DU JURY: Mr. BENNAMA Tahar.

EXAMINATRICE: Mme. MEBRAK Wassila.

Année Universitaire : 2013/2014



Dédicaces

Avec l'aide et la grâce de Dieu on
a achevé ce modeste travail dont
je le dédie :

A mon cher papa pour sa compréhension,
sa patience et son soutien moral et
financier

A ma chère maman pour son amour
et sa tendresse

A mes chères sœurs Nawel, Soumia, Rekia
et Nour El Houda

A mes deux chers neveux Abd El Kader
et Abd El Ghani

A mon adorable nièce Hibat Allah

A toute ma famille et mes ami(e)s

BENYOUB Assia



Je dédie ce modeste travail à :

Mes très chères parents qui
m'ont encouragé et soutenu
durant toute la période de mes
études; ils resteront toujours
la bougie qui éclaircit ma vie,
que Dieu me les garde.

Mes très chèrs frères : Tahar et Ali

Ma très chère sœur :Houda

Toute la famille El- magroud,
Mebarki & Bel alabbes

Tous mes amis (es)

EL-MAGROUD Fatima.Z

Remerciements

Nos remerciements vont tout premièrement à Dieu le tout puissant pour la volonté, la santé et la patience qu'il nous a donné pour terminer notre travail de recherche.

On souhaite tout d'abord remercier notre encadreur Monsieur **A.DEBAB** Professeur à l'université de l'**USTO**, pour avoir accepté de diriger ce mémoire et de sa patiente durant la période de l'encadrement.

A Monsieur **T.BENNAMA** Docteur à l'université de l'**USTO** pour l'honneur qu'il nous fait de présider ce jury de mémoire de **MASTER**. On voudrait aussi remercier Madame **W.MEBRAK** Docteur à l'université de l'**USTO**, avec notre profonde gratitude de l'intérêt qu'elle a porté à ce travail et d'avoir accepté de le juger.

Les analyses de notre effluent ont été faites au niveau de laboratoire des eaux résiduaires de la société **SEOR**. Un grand merci pour les responsables et tous les employeurs.

Et enfin on remercie toute nos familles pour leurs soutien moral et leur aide, ainsi que tous ce qui nous ont soutenu et aidé tout au long de cette étude et toutes les personnes qui ont contribué directement ou indirectement à ce travail.



Liste des tableaux :

Liste des figures :

Liste des symboles :

pZ : potentiel Zêta (V).

k' : fonction du diamètre de la particule et de l'épaisseur de la double couche.

μ : viscosité dynamique (Pa.s).

ε : constante diélectrique du milieu.

A : constante de réaction propre aux produits concernés.

Ea : énergie d'activation.

R : constante des gaz parfaits.

T : température.

ρ_f : la masse volumique du fluide.

ρ_s : la masse volumique du solide.

V_s : volume du solide.

g : force gravitaire.

C_x : coefficient de trainée du solide dans le fluide.

S' : surface de la projection.

U'_{lim} : la vitesse relative du solide par rapport au fluide.

U_{lim} : la vitesse limite de chute.

d : diamètre de la particule sphérique.

Re : nombre de Reynolds.

η_f : viscosité dynamique du fluide.

ν_m : viscosité cinématique d'une suspension.

ρ_m : masse volumique d'une suspension.

ν_f : viscosité cinématique du fluide.

D : dilutions (volume du liquide par unité de masse de solides) de la suspension.

D_{lim}, dilutions (volume du liquide par unité de masse de solides) de la boue en fin de sédimentation (tassement).

C_0 : concentration initiale en solides de la suspension.

C : concentration en solides au temps t.

C_c : concentration au point du début de compression.

k : constante de floculation.

t : temps de séjour.

S : cestion de l'éprouvette cylindrique.

h : la hauteur de l'interface séparant le liquide clair de la suspension.

v (C): vitesse de déplacement d'un plan de concentration constante par rapport à l'éprouvette.

Résumé :

L'épuration des eaux usées urbaines constitue un problème environnemental majeur dans la plupart des pays en voie de développement, l'Algérie est l'un de ces pays, compte tenu de l'insuffisance notable de dispositifs adéquats de collecte et de traitement de ces eaux. Dans notre travail on a étudié une eau usée urbaine chargée en particules colloïdales qui ne peuvent pas sédimenter en raison de leurs faibles dimensions. Elles ne peuvent pas s'agglomérer puisqu'elles sont chargées négativement et que les forces électrostatiques de répulsion prédominent sur les forces d'attraction. Pour favoriser la séparation des colloïdes, il faut d'une part déstabiliser la suspension par annulation du potentiel zêta - c'est l'étape de coagulation - et augmenter la taille des microflocs issus de la coagulation - c'est l'étape de floculation.

Table des matières :

Chapitre I : coagulation-floculation

Chapitre II : décantation

Chapitre III : notions générales sur les eaux usées urbaines

Chapitre IV : partie expérimentale


Introduction

Les rejets en mer sont souvent une pratique courante des industries qui se trouvent dans la zone côtière. Ils proviennent aussi d'Oueds qui traversent les agglomérations urbaines et les villages. Oued Ain-Sefra est l'une des sources de pollution marine, il traverse la ville de Mostaganem en transportant des quantités d'eaux usées urbaines et des déchets.

La pollution de l'environnement qui accompagne les développements industriels et urbains, est due le plus souvent à la mauvaise gestion des rejets et d'une manière générale à la mauvaise maîtrise des procédés qui engendrent des substances secondaires très souvent nocives. Ces rejets se retrouvent invariablement dans le milieu naturel sous forme de gaz, de déchets solides et dans de très nombreux cas sous formes dissoutes par les eaux.

Leur impact sur l'environnement se traduit par des disfonctionnement des processus naturels et par conséquent sur la vie et le confort des individus.

Nous nous intéresserons dans ce travail aux eaux résiduaires urbaines regroupent les eaux ménagères, les eaux des vannes et les eaux de ruissellement. Dont la contamination est due à la présence des particules colloïdales.

La pollution d'une eau résiduaire peut être de plusieurs ordres :

- D'ordre physique : transport de matières en suspension et de déchets solides.
- D'ordre physico-chimique : température, pH.
- D'ordre chimique : substances indésirables en solution.
- D'ordre biochimique : substances organiques.

Les concentrations industrielles, le développement très rapide des villes et surtout la croissance démographique ont généré des regroupements de populations occasionnant une consommation et par conséquent des rejets trop importants dans des espaces réduits, ceci atteint les proportions insoutenables qui a obligé les nations les plus développées, et les plus touchées dans un premier stade à mettre en place un système de lois et normes afin de maintenir des taux de pollution acceptables.

Ces normes prennent en compte les quantités de matières désignées comme polluantes à restituer dans l'environnement de manière à éviter de créer des nuisances.

La pollution en elle-même est un terme qui mérite d'être définie. Les substances rejetées peuvent constituer d'abord un danger direct pour l'homme (toxique) ou pour les micro-organismes et les végétaux éléments parfois vitaux pour l'être humain.

La pollution chimique des eaux de rejets provient aussi bien de la consommation domestique qu'industrielle.

Ce travail, a pour objectif principal d'analyser des rejets liquides urbains provenant de la ville de Mostaganem et spécialement de Oued Ain sefra qui traverse la ville et déverse dans la mer à proximité du port maritime. Le mémoire est divisé en deux parties:

- Dans la première partie qui est essentiellement documentaire et comporte deux chapitres :
    - Les notions générales sur les eaux usées urbaines.
    - Traitement physicochimique 'coagulation-floculation' et décantation
- La seconde partie est expérimentale et comporte :

Les analyses des échantillons d'eaux usées d'Oued Ain Sefra. Cette eau contient des particules colloïdales non décantées chargées négativement, ces charges négatives rendent les particules colloïdales non décantables par la présence de forces de répulsion.

Pour cela, on a proposé pour cette eau la coagulation-floculation comme un prétraitement pour favoriser la force d'attraction entre les particules colloïdales suivi d'un traitement par décantation.

Après avoir traité cet effluent par le procédé de coagulation-floculation et décantation pour réduire la charge des particules colloïdales, nous proposons d'autres alternatives de traitements en vu de la réutilisation dans l'agriculture pour l'irrigation.



"Coagulation-Floculation"

Introduction :

La turbidité et la couleur d'une eau sont principalement causées par des particules très petites, dites particules colloïdales. Ces particules, qui peuvent rester en suspension dans l'eau durant de très longues périodes, peuvent même traverser un filtre très fin. Par ailleurs, du fait de leur grande stabilité, elles n'ont pas tendance à s'accrocher les unes aux autres. En général, la turbidité est causée par des particules de matière inorganique, alors que la couleur est imputable aux particules de matière organique et aux hydroxydes de métaux.

En traitement des eaux, la coagulation et la floculation sont des traitements qui visent à optimiser l'élimination des particules en suspension par les procédés de décantation et de filtration. Ces traitements favorisent l'agrégation des particules colloïdales en larges et denses agrégats. Ils se déroulent en deux étapes principales à savoir la déstabilisation des particules et la collision des particules déstabilisées pour former des agrégats volumineux. La déstabilisation et l'agrégation sont des phénomènes physicochimiques. La séparation par décantation et filtration met en jeu des phénomènes essentiellement physiques.

Les coagulants et floculants sont des réactifs chimiques représentatifs de l'évolution de la chimie dans la seconde moitié du XXe siècle, caractérisée par le passage d'une chimie de commodités à une chimie de spécialités. **[1]**

Dans le cas du traitement des eaux, application principale des coagulants et floculants, de gros efforts de recherche et développement sont nécessaires pour répondre à des exigences de qualités très réglementées imposées par le renforcement permanent des contraintes environnementales. Les études menées dans les laboratoires de recherche permettent d'acquérir une connaissance précise des phénomènes physico-chimiques qui gèrent la mise en œuvre des produits et d'adapter leurs caractéristiques aux évolutions de l'application. **[1]**

1. Présentation de la clarification :

La clarification est l'élimination des matières en suspension, des matières colloïdales et des macromolécules susceptibles de communiquer à l'eau une **turbidité** ou une **couleur** indésirables. Il s'agit de matières organiques aussi bien que minérales, et les organismes vivants du phytoplancton (algues) et du zooplancton entrent également dans cette définition.

On peut distinguer deux catégories de procédés. **[2]**

1.1 Traitements physiques :

Ils sont appliqués lorsqu'il s'agit d'une simple séparation mécanique solide-liquide, sans introduction de réactifs :

— dégrillage (si possible, grille à nettoyage automatique) ;

— tamisage (vide de maille de l'ordre de 1 mm) ;
— microtamisage (vide de maille de l'ordre de la dizaine de micromètres) ;
— dessablage ;
— débourbage ;
— déshuilage.

Dans le domaine du traitement des eaux naturelles, ces procédés ne constituent en général qu'un préalable à un traitement physicochimique ou biologique, sauf certains cas particuliers : par exemple, microtamisage d'une eau ne contenant que du plancton de grande taille ; mais dans ce cas, une postdésinfection énergique est indispensable pour éviter les développements ultérieurs à partir des formes de reproduction ou de résistance (œufs, kystes, spores, etc.) qui ont traversé le traitement.

Pour de plus amples détails sur ces prétraitements, on pourra se reporter à l'article relatif aux traitements physico-chimiques de dépollution des eaux industrielles, ou encore à la référence.

1.2 Traitements physico-chimiques :

Ils sont nécessaires pour clarifier les eaux contenant des colloïdes, c'est-à-dire la quasi-totalité des eaux superficielles, certaines eaux de sources issues de terrains karstiques, certaines eaux profondes contenant des acides humiques en pseudosolution colloïdale, etc. La clarification se subdivisera en trois étapes :

— **coagulation** : déstabilisation des particules colloïdales et formation de micromicelles constituées d'hydroxyde métallique et de colloïdes ;
— **floculation** : rassemblement des micromicelles sous forme séparable de la phase aqueuse ;
— **séparation** des phases solide et liquide :

décantation ou **flottation**

↓

filtration

2. Coagulation/floculation :

La coagulation est l’ensemble des phénomènes physico-chimiques amenant une suspension stable de particules de très petite taille en solution - les colloïdes - à se séparer en deux phases distinctes.

La floculation est l'ensemble des phénomènes physico-chimiques menant à l'agrégation de particules stabilisées pour former des flocons ou « flocs ». Ce phénomène est réversible, c'est à dire que l'on peut casser ces agrégats, par exemple en agitant fortement le liquide, pour retrouver la solution de colloïdes initiale.

La coagulation-floculation facilite l’élimination des MES (Matières En Suspension) et des colloïdes en les rassemblant sous forme de flocs dont la séparation s’effectue par décantation, flottation et/ou filtration. C’est donc un traitement physique qui permet d’éliminer tous ou une partie des polluants des effluents notamment les fractions particulaires inertes ou vivantes, les fractions floculables des matières organiques et de certains métaux lourds, les micropolluants associés aux MES et les macromolécules colloïdales.

La Coagulation et la floculation sont des processus souvent indissociables. En effet, la coagulation, en diminuant les forces de répulsion entre les particules, favorise les collisions et la formation d'agrégats ; et la floculation, en permettant la croissance des agrégats accélère la séparation des phases.

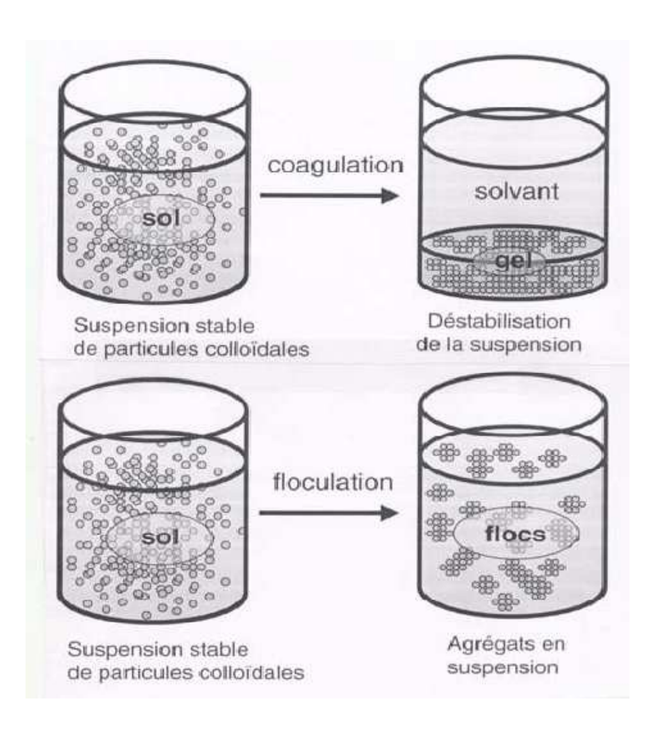


Figure 1 : Coagulation/floculation

Le temps de décantation des particules coagulées dépend du type de particules, du diamètre des particules et de leur surface spécifique. Ce temps va d'une seconde pour du gravier coagulé ayant un diamètre de 10 mm et une surface spécifique de 6.10^2 $m^2.m^{-3}$ à 20 ans pour du colloïde de 10^{-2} µm ayant une surface spécifique de 6.108 $m^2.m^{-3}$. Il est donc impossible que certaines particules notamment les colloïdes et les particules à surface spécifique très élevée décantent naturellement. Pour obtenir la décantation de ces particules, il faudrait assembler un très grand nombre de colloïdes en agrégats d'au moins 10 à 100 µm. Malheureusement, ces particules exercent entre elles des forces de répulsion de nature électrostatique empêchant leur assemblage. **[3]**

La déstabilisation des entités en suspension passe par des phénomènes d'adsorption, expliqués par la théorie de la double couche. Elle explique comment les colloïdes sont traités par coagulation.

- **Aspects pratiques de la floculation :**

La formation du floc étant amorcée par l'introduction du coagulant, il est nécessaire d'accroître son volume, sa masse et sa cohésion, ce qui sera favorisé par :

— une coagulation préalable aussi parfaite que possible ;

— une augmentation de la quantité du floc dans l'eau ; on a intérêt à mettre l'eau en contact avec les précipités déjà formés par le traitement antérieur (recirculation des boues ou lit de boue) en recherchant la plus forte concentration possible (sans toutefois dépasser une valeur optimale au-delà de laquelle la décantation ultérieure se trouverait freinée) ;

— un brassage homogène et lent de l'ensemble afin d'augmenter les chances de rencontre des particules colloïdales déchargées électriquement avec une particule de floc ; lorsque les appareils de séparation ne comportent pas de contact de l'eau en cours de floculation avec les boues préexistantes, on fait d'abord passer l'eau dans un floculateur (temps de contact de l'ordre de 20 min), bassin muni d'un système d'agitation (hélice, comme sur la figure **2**, ou ensemble de pales fixées sur un arbre tournant, vertical ou horizontal), qui tourne relativement lentement pour ne pas briser les flocons déjà formés, mais suffisamment vite pour assurer le grossissement progressif du floc et éviter une sédimentation précoce ;

— l'emploi de certains produits appelés floculants. **[2]**

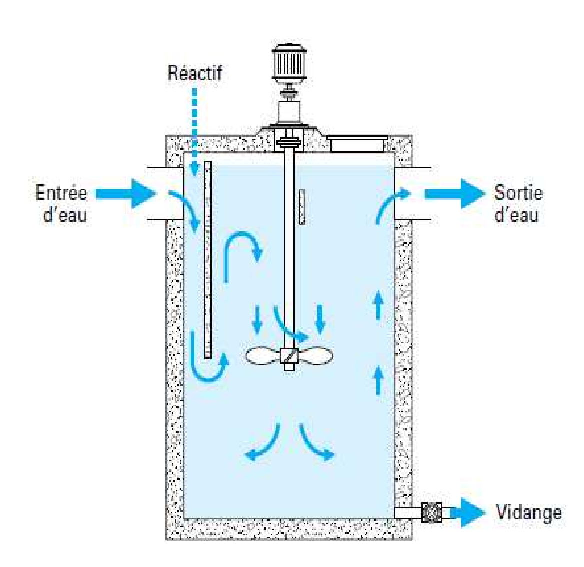


Figure 2 : Chambre de mélange avec agitateur rapide

3. Les suspensions colloïdales :

La très grande majorité des eaux naturelles (et, en particulier, celle des eaux de surface), contient des impuretés qui affectent leur apparence et peuvent avoir des effets néfastes pour le consommateur.

Ces solides peuvent être grossièrement classés comme suit :

- impuretés dissoutes (sels minéraux dissous, molécules organiques ...),
- colloïdes,
- solides en suspension.

En fait, cette classification recouvre celle de la taille des particules concernées, intuitivement, on saisit que les particules les plus difficiles à éliminer sont les plus fines. A cette notion de dimension, s'ajoutent deux autres encore plus importantes qui sont celles du rapport surface/volume des particules colloïdales qui leur confère des propriétés d'adsorption très prononcées, et celle de leur charge électrique de surface. Cette charge peut provenir :

- de la dissociation de groupes ionisables appartenant au colloïde lui-même,
- de l'adsorption d'ions contenus dans la solution,
- d'une substitution isomorphique (remplacement dans un réseau macromoléculaire d'un atome par un autre atome de valence différente) ; c'est le cas général des argiles.

Pour leur étude, les colloïdes sont classés, arbitrairement, en deux groupes principaux ;

- les colloïdes hydrophiles : ils proviennent de substances solubles présentant une affinité pour l'eau, et qui adsorbent une couche d'eau liée, protectrice. Dans ce groupe se trouvent les protéines, les carbohydrates et, d'une façon générale, les produits organiques.
- les colloïdes hydrophobes : généralement plus gros et n'ont pas de couche protectrice. Ils proviennent de substances peu ou pas soluble tels que les métaux, leurs oxydes et/ou leurs hydroxydes. Plus généralement, ce sont des produits minéraux.

L'existence des systèmes colloïdaux dépend de l'interaction entre deux particules. Elle met en jeux deux forces contraires :

- ✓ Une force de répulsion qui tend à écarter les particules les unes des autres. Cette force dépend de la charge des particules qui sont de même signe.
- ✓ Une force d'attraction (type de Van der Waals) qui tend à rassembler les particules pour atteindre l'énergie potentielle minimum. Cette force est, bien entendu, fonction de la distance entre particules.

Dans le tableau **1** sont répertoriés certains matériaux ou organismes avec leur dimension et l'ordre de grandeur du temps nécessaire pour que, sous la seule influence de leur poids, ces particules parcourent un mètre d'eau à 20 °C.

Tableau 1 : Temps de décantation de différentes particules d'après la loi de STOKES. [3]

Diamètre de particule		**Type de particule**	**Temps de décantation pour 1 m d'eau**	**Surface spécifique $m^2.m^{-3}$**	
mm	**µm**				
10	10^{4}	Gravier	1 seconde	6.10^{2}	**MES Décantations**
1	10^{3}	Sable	10 secondes	6.10^{3}	
10^{-1}	10^{2}	Sable fin	2 minutes	6.10^{4}	
10^{-2}	10	Limon	2 heures	6.10^{5}	
10^{-2}	10	Kyste de protozoaire	20 heures	6.10^{5}	**Colloïdes**
10^{-3}	1	Argile	2 jours	6.10^{6}	
10^{-3}	1	Bactérie	8 jours	6.10^{6}	
10^{-4}	10^{-1}	Colloïde	2 ans	6.10^{7}	
10^{-5}	10^{-2}	Colloïde	20 ans	6.10^{8}	

4. <u>Théorie de la double couche :</u>

La difficulté de séparation des colloïdes présents dans une eau par simple décantation ou filtration provient du fait que ces particules, qui sont d'origine minérale (argiles), végétale (acides humiques ou fulviques, algues), animale (zooplancton), humaine (suspensions graisseuses, rejets ERU) ou industrielle (eaux résiduaires diverses), se trouvent dans l'eau à l'état de particules chargées électriquement **[2]**. Les anions étant en général moins hydratés que les cations, ils s'approchent davantage de la surface des particules et leur confèrent une charge négative. C'est la raison pour laquelle des composes présumes neutres présentent des charges de surfaces négatives en solution **[9]**. Afin de neutraliser cette charge négative de surface, des ions positifs présents dans l'eau brute ou ajoutés sont attirés et forment une couche autour du colloïde.

Au centre : l'ion colloïdal.

A l'extérieur : les ions libres de charge électrique équivalente et de signe contraire à celle de l'ion colloïdal et formant deux couches :

- ions de parois (couche dense-théorie d'Helmholtz) indissolubles de l'ion colloïdal qui présentent une charge toujours inférieure à celle de l'ion colloïdal (le niveau énergétique à cette distance est caractérisé par le potentiel Zêta), c'est une couche d'ions positifs recouvre intégralement la surface du colloïde et assure la neutralité de l'ensemble (couche fixée).
- ions complémentaires (théorie de Gouy-Chapman) formant une couche diffuse à une plus grande distance de l'ion colloïdal, en équilibre avec le solvant, présentant un appauvrissement progressif en ions de signe contraire à celui de l'ion colloïdal, accompagné d'un enrichissement correspondant en ions de l'autre signe ;

-théorie de Stern qui combine les deux théories précédentes et considère la formation d'une double couche : la première formée d'ions du liquide mais adhérente au colloïde, la seconde diffuse dans le liquide environnant. Comme illustré sur la figure **3**, le potentiel subit une première chute significative dans la couche fixée, puis diminue plus lentement à mesure que la distance augmente jusqu'à son annulation au point A (**point isoélectrique**).

La figure **4** montre les différentes couches et le potentiel électrique des particules colloïdales**. [3]**

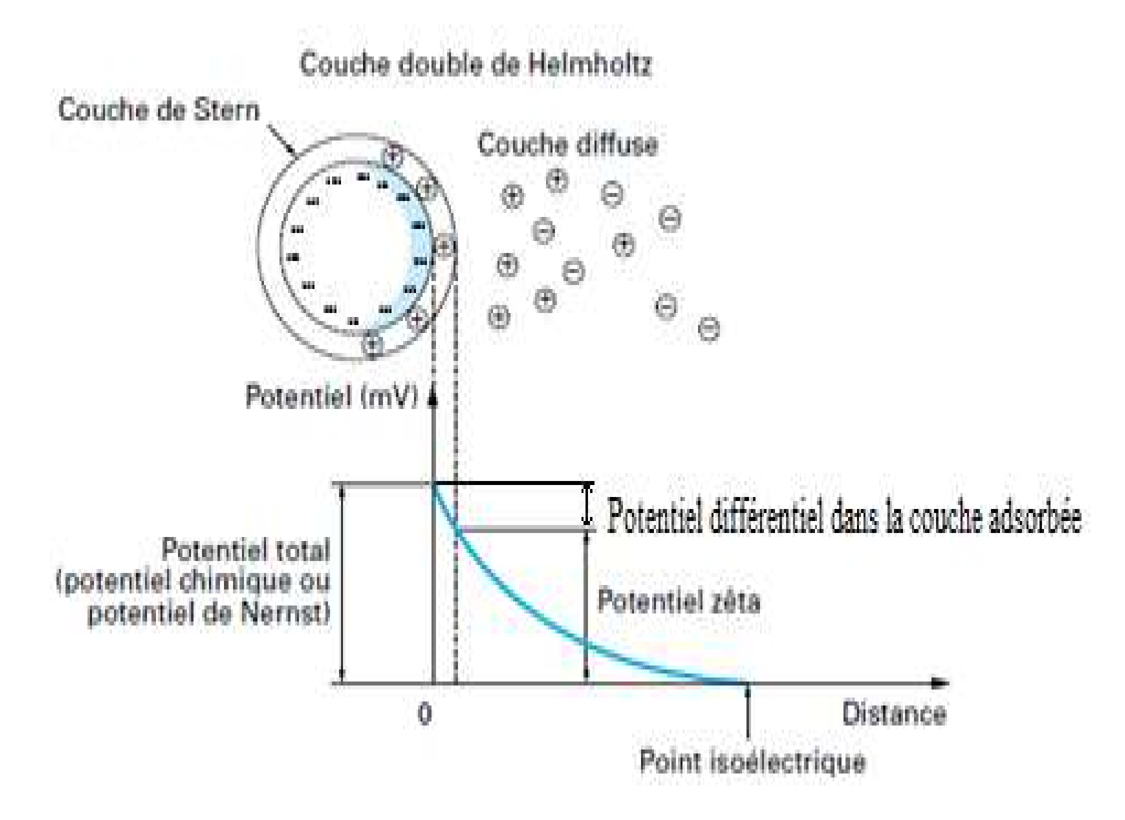


Figure 3 : Évolution du potentiel électronégatif en fonction de l'éloignement de la particule dans le cas de l'eau brute (le rapprochement de deux particules colloïdales engendre des forces de répulsion électrostatique « dues au potentiel zêta » qui l'emportent sur les forces d'attraction de Van der Waals). **[2]**

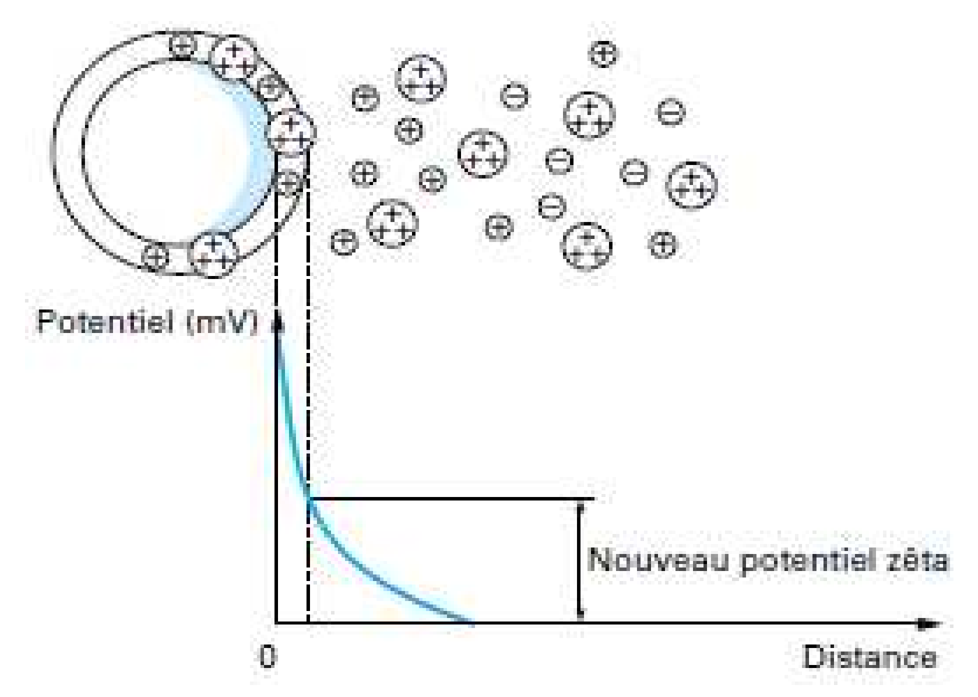


Figure 4 : Eau brute additionnée de coagulant (l'introduction d'ions positifs trivalents abaisse le potentiel zêta jusqu'à obtention du potentiel critique, à partir duquel les forces d'attraction l'emportent, permettant ainsi la coagulation). **[2]**

Un colloïde se caractérise par deux potentiels :

- Potentiel thermodynamique ou potentiel de Nernst ;
- Potentiel zêta ou potentiel électrocinétique.

Le potentiel thermodynamique est présent à la surface même du colloïde mais est malheureusement non mesurable par des méthodes simples.

Le potentiel zêta reste négatif comme la charge générale des colloïdes. Il donne le niveau de l'interaction mutuelle des colloïdes et se mesure par électrophorèse**.**

$$pZ = \frac{k\prime.\mu}{\varepsilon}.me \qquad \textbf{(1)}$$

Cette relation simple existe entre l'électrophorèse et le potentiel zêta permettant de déterminer ce dernier. Un appareil de mesure directe du potentiel existe et est appelé zêtamètre, son principe repose sur la mesure de la vitesse de déplacement des colloïdes sous l'effet d'un champ magnétique.

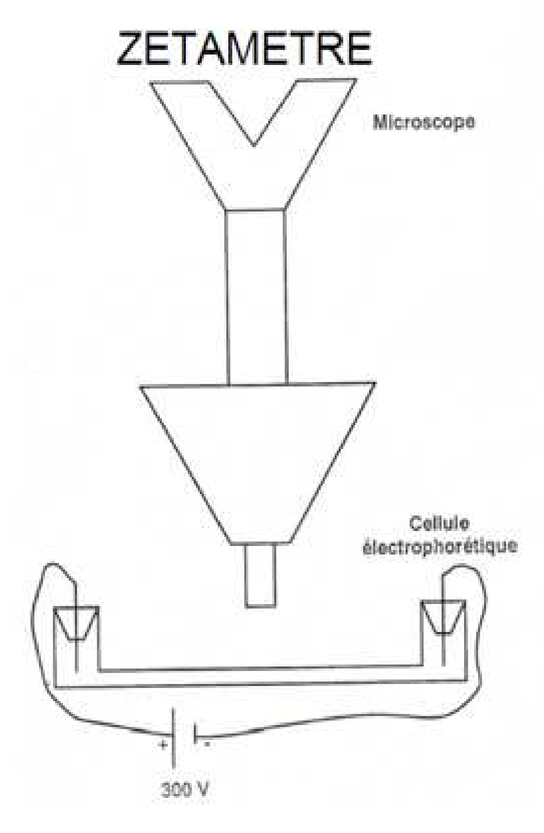


Figure 5 : l'appareil de Zétamètre [7]

5. <u>Stabilité des suspensions colloïdales :</u>

La déstabilisation est le procédé par lequel les particules stables en suspension sont modifiées de façon à leur conférer la possibilité de s'accoler entre elles. La stabilité des particules en suspension peut être rompue par l'ajout de réactifs chimiques appropries qui réduisent ou éliminent les forces de répulsion, le système est alors dit déstabilise.
Les particules en suspension dans l'eau sont soumises à des forces opposées qui varient avec la distance entre ces particules. L'énergie potentielle d'interaction entre deux particules est la somme de l'énergie d'attraction de van der Waals et de l'énergie de répulsion électrostatique liée aux charges de surface des colloïdes. Aux valeurs de pH habituelles d'une eau (pH compris entre 5 et 8), la surface des colloïdes est en effet généralement chargée négativement.

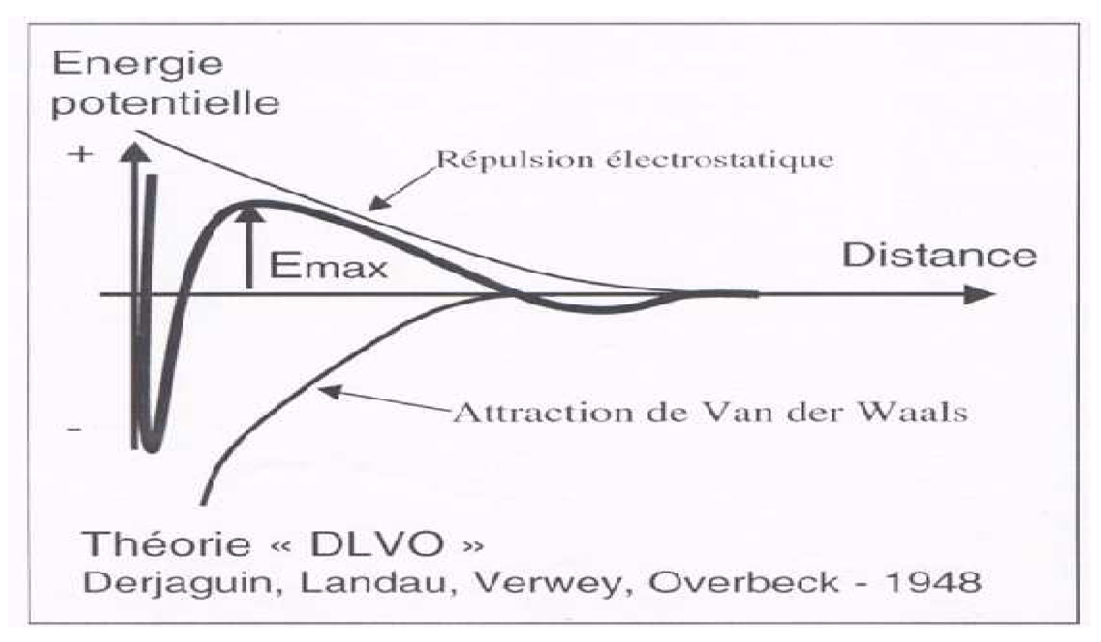


Figure 6 : Attraction et répulsion entre deux particules : théorie DLVO

Lorsque les particules se rapprochent sous l'effet du mouvement brownien ou de l'agitation de la solution, l'énergie d'interaction quasi nulle à grande distance devient négative : les molécules s'attirent. Puis les forces électrostatiques deviennent prépondérantes. Les particules se repoussent. Cette énergie de répulsion est maximale à un niveau correspondant à l'énergie d'activation ou « barrière d'énergie » E_{max}. Le système est d'autant plus stable qu'E_{max} est élevée. Si l'on arrive à surmonter cette barrière énergétique, les forces attractives deviennent à nouveau prépondérantes et il y a coagulation. Pour cela, il faudrait agiter ou chauffer l'eau pour que l'énergie cinétique des particules soit supérieure à E_{max}, ou bien il faut réussir à abaisser la valeur de la barrière d'énergie. Pour l'agitation la pratique consiste à mettre en œuvre deux séquences : une agitation rapide qui favorise le mélange des réactifs et la déstabilisation des particules, une phase d'agitation lente pour favoriser les collisions entre les particules déstabilisées et ainsi entrainer leur agrégation.

L'apport énergétique nécessaire étant considérable compte tenu des volumes mis en jeu, il est bien préférable de chercher à diminuer E_{max} par un ajout de cations susceptibles de neutraliser la charge de surface en s'adsorbant sur la surface des particules.

Il est possible de mesurer la différence de potentiel qui existe entre le voisinage d'une particule et le sein du liquide à l'aide d'un appareil appelé zêtamètre qui la détermine par observation de la migration des particules sous l'action d'un champ électrique. Sous l'influence du champ électrique, les particules se déplacent jusqu'à atteindre une vitesse limite correspondant à l'équilibre entre la force électrique d'attraction et la force de friction due à la viscosité du milieu. La valeur du potentiel électrique correspondant, appelée "potentiel zêta" ou potentiel électrocinétique, est indépendante du diamètre de la particule. Le potentiel zêta caractérise la stabilité d'une suspension de colloïdes : plus sa valeur absolue est élevée et plus le système est stable. **[1].**

6. Coagulants utilisés :

L'efficacité de la clarification dépend d'abord du coagulant utilisé. Les coagulants les plus généralement efficaces et utilisés sont des sels de métaux, à bases d'aluminium ou de fer. Pour l'utilisation des sels de métaux à base de fer à dose élevée induit souvent une coloration rouille de l'eau traitée: c'est le principal inconvénient de ces produits.

6.1 Sulfate d'aluminium :

-La gamme de pH d'utilisation est de 5,7 à 7,2 (Optimum 6).

-Sa formule générale est : $Al_2(SO_4)_3$, n H_2O.

-Produit commercial n = 14, produit pur n =18.

-II est disponible sous différentes formes solides (selon les fabricants),

- Présentation :

-Concassé, morceaux de 10 cm de large et de 1 cm d'épaisseur environ,

-Noisette, granulométrie comprise entre 2 et 12 mm ou 3 et 35 mm,

-Poudre, granulométrie courante de 0,1 à 3 mm,

-Sous forme de solution aqueuse à 8,2% d'Al_2O_3 (oxyde d'aluminium ou Alumine).

- solution à 600 ou 720 $g \cdot L^{-1}$ environ de sulfate d’alumine cristallisé. **[2] [14]**

6.2 Chlorure ferrique :

-La gamme de pH d'utilisation est de 5,5 à 8,5 (Optimum 8).

- Présentation :

-Sublimé ou cristallisé ($FeCl_3$ ou FeCl3.6H2O) ;

-Sa formule à l'état pur est $FeCl_3$.

-Pour le traitement des eaux, il est uniquement utilisé sous forme de solution aqueuse d'environ 592 g/l (41 % en $FeCl_3$, en poids).

-Il est stocké en bonbonnes, en containers ou citernes. **[2] [14]**

6.3 WAC, Aqualenc, PCBA (liquides) ou PACI (poudre) :

-Ce sont diverses formes de polychlorure basique d'aluminium dont la formule brute serait : $Al_n(OH)_m Cl_{3n-m}$ dans laquelle m/3n est compris entre 0,45 et 0,60. -Ces réactifs sont moins acidifiants que le sulfate d'aluminium ou le chlorure ferrique et donnent souvent (mais pas toujours) naissance à un floc mieux décantable que celui obtenu à partir de sulfate d'aluminium.

-Il se présente sous forme d'un liquide dont la teneur en $A1_20_3$ est d'environ 10%.

-La gamme de pH d'utilisation est de 6 à 7,5 (optimum 6,5).

-Il est stocké en citernes. **[2] [14]**

6.4 Autres réactifs parfois mis en œuvre :

6.4.1 Sulfate ferreux : $FeSO_4.7H_2O$

- Présentation : en poudre.
- Mise en œuvre : tel quel dans certains effluents industriels, après oxydation par le chlore (formation de chlorosulfate ferrique dont l'une des formes commerciales est le Clairtan ; voir plus loin la réaction chimique correspondante) pour le traitement des eaux naturelles. **[2] [14]**

6.4.2 Sulfate ferrique: $Fe_2(SO_4)_3.9H_2O$

- Présentation : en poudre. **[2]**

6.4.3 Aluminate de sodium : $NaAlO_2$

- Présentation :

-en poudre ;

-en solution à 20 % (en masse) d'Al_2O_3.

- Il est systématiquement choisi lorsque l'on veut abaisser la teneur en silice dissoute. **[2] [14]**

Les taux de traitement les plus couramment appliqués sont récapitulés dans le tableau **2**.

Tableau 2 : Taux de traitement usuels (en g. m^{-3}) [2]

Taux de traitement usuels (en g. m^{-3})			
Traitement	**Sulfate d'aluminium cristallisé**	**Chlorure ferrique**	
		Pur (FeCl3)	**Solution 41%**
Floculation sur filtre	3 à 10	1.5 à 4	3.5 à 10
Décantation :			
Eau peu chargées	15 à 30	6 à 12	15 à 30
Eaux de turbidité moyenne	30 à 60	12 à 25	30 à 60
Eaux très turbides	60 à 150	25 à 60	60 à 150
Eaux très colorées	100 à 250	40 à 100	100 à 250
Eaux riches en plancton	60 à 150	25 à 60	60 150

6.5 Coagulants organiques :

Dans certains pays, on remplace maintenant tout ou partie du coagulant minéral par un polyélectrolyte cationique de synthèse (mélamine-formaldéhyde, EPI-DMA, POLYDAD-MAC) ; ces réactifs de masse molaire relativement peu élevée (de l'ordre de 10^5) sont présentés en solution aqueuse et dilués en ligne juste avant injection dans l'eau à traiter ; leur taux de traitement usuel, exprimé en produit commercial, est généralement compris entre 5 et 15 g · m^{-3} ; leur avantage est, entre autres, de diminuer la production de boues et de ne pas modifier le pH ni la salinité de l'eau. **[2]**

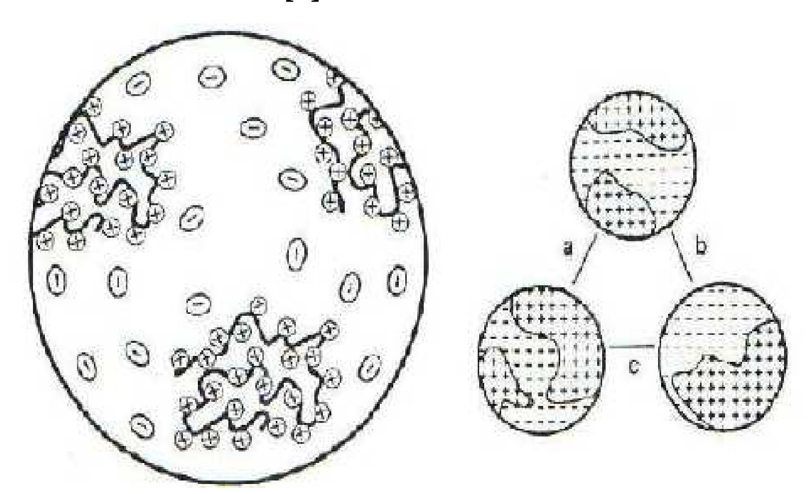


Figure 7 : Disposition des chaines de polymère cationique sur une surface chargée négativement, et illustration des différents mécanismes d'interaction interparticulaires correspondant : a et b répulsions, c attraction [9]

7. Aides-coagulants (adjuvant de floculation) :

Les floculants sont aussi appelés adjuvants de coagulation ou de floculation. Ils peuvent intervenir au niveau de la filtration (vis-à-vis de l'avancement du front de colmatage, évitant ainsi les phénomènes de « crevaison » des filtres) aussi bien qu'à celui de la floculation-décantation (vitesse de floculation ; floc plus gros, donc mieux décantable ; cohésion accrue dans les appareils à contact de boues). **[2]**

On peut classer les floculants en deux groupes :

7.1 Floculants minéraux :

Il s'agit essentiellement de la silice activée, préparée (en continu ou discontinu) en neutralisant partiellement l'alcalinité d'une solution de silicate de sodium par un acide (H_2SO_4 le plus souvent, mais aussi HCl, $NaHCO_3$, sulfate d'aluminium, eau de chlore, etc.). **[2]** On obtient un polymère anionique linéaire, de formule générale :

$$\left[-\underset{\displaystyle OH}{\overset{\displaystyle O^{-}}{\underset{|}{\overset{|}{Si}}}} - O - \right]_n$$

7.2 Floculants organiques :

7.2.1 D'origine naturelle :

On utilise surtout l'acide alginique ou ses sels, les alginates de sodium (polymères anioniques linéaires), plus simples à mettre en œuvre, mais souvent moins actifs que la silice activée (sauf lorsque le coagulant est un sel de fer). Formes commerciales : Aqualgine, Sobalgine, Cellalgine, etc.

7.2.2 D'origine synthétique :

Ce sont des polyélectrolytes anioniques, cationiques ou non ioniques, à très haute masse molaire (10^6 à 10^7) ; il s'agit de polyacrylates, polyacrylamides, polyamines, polyéthylèneimines, etc. ; ce sont les plus efficaces des floculants et beaucoup d'entre eux sont maintenant officiellement agréés pour leur utilisation dans le traitement des eaux potables en France, du moins en ce qui concerne les anioniques et les non ioniques ; ceux ci sont donc utilisables dans toutes les industries, pour la préparation d'eaux de tous types. **[2]**

8. Choix des réactifs et détermination des taux de traitement :

8.1 Choix du coagulant :

Un certain nombre de paramètres doivent être pris en compte :

- Température de l'eau,
- Caractéristiques des eaux brutes (dont l'équilibre calco-carbonique),
- Paramètres physico-chimiques à inclure ou éliminer prioritairement (turbidité et/ou Matières Organiques, par exemple),
- Gestion de l'exploitation (stocks, automatisme, etc...),
- Coût du produit,
- Choix imposé ou "considération esthétique".

8.2 Détermination du taux optimum :

La coagulation et la floculation sont des phénomènes complexes, influencés par de nombreux paramètres :

- qualité des eaux (caractéristiques physico-chimiques),
- nature et structure des colloïdes,
- nature et mise en œuvre des produits utilisés;

Aussi la méthode la plus sûre et la plus rationnelle, pour déterminer dans chaque cas la nature et quantité de réactif à utiliser, s'appuiera sur l'expérimentation.

La méthode qui reproduit à petite échelle l'ensemble du processus de coagulation-floculation est celle dite du JAR-TEST, utilisé en laboratoire.

Dans cette recherche du meilleur résultat possible (qui doit également tenir compte des considérations économiques), l'expérience de l'homme doit être secondée par l'essai de floculation en laboratoire (JAR-TEST), et éventuellement par la mise en œuvre d'un pilote de traitement qui sont des auxiliaires précieux.

9. Facteurs intervenants dans la coagulation :

Le processus de coagulation est complexe et peut être influencé par plusieurs facteurs.

Dans cette partie, nous discutons brièvement des effets de la température, du pH et de l’alcalinité. Dans un souci de concision, seuls ces paramètres sont abordés dans le cadre de notre projet de recherche. Toutefois, il convient de préciser que d'autres paramètres tels que la dose du coagulant, la concentration des particules colloïdales, la couleur, la présence d'anions et cations, l'intensité du mélange et le potentiel Zéta sont importants.

9.1 Effets de la température :

Comme toute réaction chimique, la floculation est accélérée par l'élévation de température. La floculation des eaux froides est donc plus lente et moins complète que celle des eaux chaudes. D'autre part, la rapide augmentation de la viscosité de l'eau lorsque la température s'abaisse (la valeur de la viscosité passe de 1 à 2 entre 25 et 0°), joue contre la fréquence des rencontres des particules dans la phase de floculation orthocinétique et diminue le nombre de chocs efficaces. Enfin, cette viscosité entrave le phénomène de décantation. Nous savons qu'une baisse de la température ralentit la cinétique des réactions chimiques. L'équation d'Arrhénius décrit bien l'effet de la température sur les constantes cinétiques. Une baisse de température se traduit par une réduction de la constante de vitesse k :

$$k = Ae^{-\frac{Ea}{RT}} \qquad (2)$$

9.2 Effets du pH :

Le pH est un des paramètres qui affecte beaucoup plus la coagulation-floculation. Son contrôle est donc conseillé. Selon les caractéristiques d'une eau, il existe un pH optimal permettant la meilleure coagulation. Ce pH se situe souvent dans la plage où la solubilité du coagulant utilisé est minimale, ce qui donne une meilleure précipitation. Le contrôle du pH permet aussi d'améliorer la coagulation lorsque la température de l'eau est faible.

Il existe un pH de floculation optimum pour un type d'eau et un floculant donné : ce pH résultera de celui de l'eau brute, de l'action du coagulant qui consomme des ions OH^- et de l'éventuelle introduction d'un réactif correcteur.

Aux valeurs habituelles de pH rencontrées dans les eaux naturelles, les ions OH- libres n'existant pas, ils résulteront de la décomposition des bicarbonates (HCO_3^-) par le floculant (et formation de gaz carbonique CO_2) :

$$HCO_3^- \longrightarrow CO_2 + OH^-$$

Réaction à laquelle se superpose celle de l'équilibre du bicarbonate de calcium avec ses produits de dissociation.

L'équation globale type de coagulation peut donc s'écrire :

$$X^{+++} + 3\ HCO_3^- \longrightarrow X(OH)_3 + 3\ CO_2$$

Donc, précipitation d'un hydroxyde métallique $X(OH)_3$ et formation de CO_2.

Rappelons que $CO_2 + H_2O$ <<< >>> H_2CO_3 (acide carbonique).

L'apparition d'acide carbonique et la diminution subséquente de l'alcalinité bicarbonatée conduit à un abaissement du pH du milieu dont l'ampleur dépend du pouvoir tampon (Alcalinité initiale et Force ionique) et de la dose de coagulant introduite.

C'est pour cette raison qu'il est essentiel de tenir compte du pH, de l'alcalinité et de la minéralisation de l'eau brute pour la définition du procédé de coagulation/floculation.

Il peut être nécessaire, pour obtenir une floculation correcte, d'ajuster le pH de l'eau en y ajoutant soit un acide, soit une base (soude, chaux, carbonate de sodium). **[3]**

9.3 Valence des colloïdes :

Selon la nature des particules colloïdales et leur interaction vers le milieu aqueux, c'est à dire leur facilité d'échange des cations périphériques selon qu'elle s'avère forte ou faible, elle favorise plus ou moins le processus de coagulation. **[3]**

9.4 Potentiel Zeta :

Par suite de l'existence de la charge primaire, un potentiel électrostatique existe entre la surface de la particule et la charge de la solution.

- ce potentiel a une valeur maximale à la surface de la particule et décroit avec la distance à partir de la surface, cette décroissance est affectée par les caractéristiques de la couche diffuse, ainsi que par le nombre et le type des ions dans la solution chargée.
- A une force ionique élevée, le potentiel électrique décroit vers zéro dans courte distance.
- Quand deux particules similaires s'approchent l'une de l'autre il y a interaction entre leurs couches diffuses, cette interaction électrostatique produit toujours une force répulsive, une énergie potentielle répulsive, Er apparait et croit avec la diminution de la distance séparant les particules.

Pour les systèmes colloïdaux contenant des concentrations ioniques élevées dans la solution chargée, l'interaction répulsive est plus petite que celle des systèmes contenant une faible force ionique.

- certains force attractives existent entre tous les types de particule colloïdales quelque soit leur nature chimique. Ces forces attractives dites forces de van der waals, sont responsables de l'agrégation de plusieurs systèmes colloïdaux. Leur ampleur dépend de la nature des atomes qui forment les particules colloïdales et de leur densité.

Ces forces attractives diminuent avec l'augmentation de la distance séparant les particules, ainsi que l'énergie potentielle attractive qui en résulte.

Les effets de charge sur la stabilité apparente des colloïdes irréversibles doivent être déterminés par la somme des énergies attractive et répulsive de l'interaction (Er^0_E°a).

Cette nette répulsive (Er^{0}_E°a) peut être considérée comme une barrière d'énergie d'activation qui doit être surmontée pour que l'agrégation ait lieu. Ses amplitudes d'épandant de la charge sur les particules et de la composition ionique de la solution. A des forces ioniques élevées, cette barrière d'énergie peut disparaitre.

Le taux de coagulation dépend de la grandeur de la barrière d'énergie cinétique qui anime les particules colloïdales.

Les systèmes colloïdaux qui ont une grande énergie d'activation et une faible énergie cinétique coagulent très lentement (colloïdes persistant) par contre les colloïdes avec une faible énergie d'activation et/ou une grande énergie cinétique coagulent rapidement (systèmes caducs). **[3]**

9.5 Grosseurs et concentration des particules colloïdales :

Il existe un seuil propice, pour la coagulation, du point du vue dimensionnel. Pour les particules dont les dimensions sont inférieures au micron, les forces de surface deviennent prépondérantes vis-à-vis des forces de masse. Dans ces conditions, on constate un état de dispersion stable due aux effets conjugués du mouvement brownien.

De même, il s'avère que la concentration des particules ; c'est-à-dire le nombre de charges électriques à mettre en jeu pour rompre le potentiel zêta, a une grande influence sur la coagulation. Cette coagulation est très difficile quand la concentration colloïdale est basse, sachant que le taux de contact interarticulaire se trouve probablement baissé. **[3]**

9.6 Etat d'hydratation :

L'hydratation est un phénomène complexe dont les effets se répercutent sur le taux d'agrégation des colloïdes.

Dans une solution aqueuse, les particules microscopiques s'hydratent et s'enveloppent de liquide inter micellaire. Cette monocouche d'eau absorbée chimiquement sur les surfaces des particules (ex : les oxydes métalliques, les argiles et le quartz) produit l'effet d'une gaine isolante protectrice, s'opposant à l'agrégation des particules, par réduction de la tension superficielle à l'interface particule liquide, par conséquent, la stabilité des colloïdes se trouve renforcée.

Aussi, les interactions colloïdes-eau peuvent retarder l'agrégation des systèmes colloïdaux. Ce phénomène peut être contrarié par l'augmentation de la quantité de coagulant et le prolongement de l'opération. **[3]**

9.7 Electrisations des particules :

Comme il a été souligné précédemment ; toutes les particules sont ionisées**.** Cette électrisation est due soit aux constituants superficiels par adsorption préférentielle soit par combinaison de la particule avec le solvant suivie d'une dissociation de cette combinaison. La charge électrique agit par la modification de la tension superficielle si cette tension est positive, les particules s'agglomèrent ; si elle est négative, les particules se dispersent.

En réalité, l'électrisation n'est pas la seule cause de dispersion et ne fait que superposer son effet à ceux des autres agents. Mais elle s'avère un facteur prépondérant du moment que son abaissement au dessous d'un certain point critique provoque ou au moins accélère la coagulation. **[3]**

9.8 Concentration du coagulant :

La détermination de la concentration du coagulant est un paramètre essentiel pour la déstabilisation des colloïdes. Une surdose du polymère produit inévitablement une restabilisation des particules colloïdales qui sont susceptibles de la charge de surface. Aussi les sites d'adsorption des particules colloïdales ne seraient plus disponibles pour la formation des ponts interparticulaires.

Un traitement de coagulation mal ajusté peut donc conduire à une dégradation rapide de la qualité de l'eau et à des dépenses d'exploitation non justifiées.

Bien souvent, la dose de coagulant conditionne de fonctionnement des ouvrages de séparation et il se trouve tout simplement impossible de réaliser la clarification si cette dose est mal ajustée. **[3]**

9.9 Vitesses et temps d'agitation :

Lors de l'introduction du coagulant dans l'eau, on procède à une agitation rapide pour la dispersion et l'homogénéisation de la solution. Mais une agitation intense empêche l'agrégation des particules, tandis qu'une agitation prolongée, permet l'effraction des liaisons entre coagulant et la surface des particules, et le rabattement ultérieur des segments étendus sur la surface des particules. **[3]**

9.10 La nature de la couleur et de la turbidité et leur proportion relative dans l'eau brute :

Rappelons qu'il n'y a pas de solution de continuité entre les mesures de couleur et de turbidité des eaux, et que seules les tailles des particules et dans une certaine mesure leur nature, permettent d'établir une classification arbitraire.

Les particules de grande taille et de nature généralement minérale (argiles) constituent la turbidité.

Les petites particules et certains composés solubles de nature généralement organique sont responsables de la couleur.

La floculation des acides humiques exige des doses élevées de coagulant approximativement proportionnelles à leur concentration dans l'eau.

Au contraire, les colloïdes minéraux sont facilement floculés par de faibles doses de coagulant, sans rapport avec l'intensité de la turbidité. **[3]**

10. Application dans traitement des eaux :

Les applications industrielles de la coagulation et de la floculation sont nombreuses.

Mais la principale application des coagulants et floculants est le traitement des eaux.

Une eau de rivière, une eau municipale usée ou une eau utilisée dans un procédé industriel contiennent de nombreux composés qui sont à l'origine de la turbidité, la couleur, voire la toxicité de cette eau : des matières en suspension, des colloïdes et des matières dissoutes.

Les matières en suspension sont des particules solides minérales (sables, argiles, hydroxydes minéraux...) ou organiques (acides humiques ou fulviques, réactifs ou sous-produits d'une activité industrielle...) ainsi que des micro-organismes (algues, bactéries...) dont la taille est supérieure à un micron environ.

Les matières colloïdales sont des particules de même origine que les matières en suspension, mais dont la taille est comprise entre environ un micron et un nanomètre. Elles ne sédimentent pas.

Enfin, les matières dissoutes sont des molécules de petite taille, inférieure à quelques nanomètres : cations, anions, complexes métalliques, gaz dissous. Elles ne sont pas séparées par des technologies de filtration classiques.

Les coagulants et floculants sont utilisés en traitement des eaux pour rassembler les particules et colloïdes contenus afin d'augmenter leur taille pour faciliter leur séparation. Le traitement des eaux, en particulier à usage domestique, implique des opérations de très grande échelle. Aucun autre procédé de technique séparative ne met en jeu d'aussi grands volumes. Il est donc nécessaire, compte tenu de la qualité et de la constance du résultat attendu, de disposer d'un procédé performant.

Les techniques membranaires se développent dans ce domaine, mais la coagulation-floculation reste actuellement le procédé physico-chimique le moins cher par rapport à la quantité de particules éliminées. La sédimentation est en effet le procédé de séparation le plus économique en termes de consommation d'énergie. Les technologies les plus récentes exigent une vitesse de sédimentation minimum de un mètre par heure. Ce qui correspond - selon la loi

de Stokes, qui énonce qu'une particule sphérique isolée, tombant en régime laminaire dans un fluide atteint une vitesse V_0 proportionnelle au carré de son diamètre- à la vitesse de sédimentation d'une particule de silice de 1.7 micron dans une eau à 20°C. Il ne serait donc pas possible par exemple de séparer correctement avec les équipements disponibles dans les stations d'épuration des bactéries isolées (vitesse de sédimentation de cinquante centimètres par heure) et encore moins un virus qui mettrait deux années pour parcourir un mètre ! La coagulation-floculation permet d'agréger ces particules colloïdales en flocs d'une taille comprise entre 100 microns et quelques millimètres, suffisamment denses pour sédimenter facilement. **[1]**

- **Essais au laboratoire : tests de coagulation et floculation (Jar tests) en traitement d'un effluent industriel :**

Les coagulants utilisés sont des sels d'aluminium ou de fer hydrolysables ou des polymères organiques. Les phénomènes physico-chimiques lors de la mise en œuvre de ces produits ne sont pas simples, et de nombreux laboratoires poursuivent des recherches d'optimisation de ces produits et de leur mode d'application.



Figure 8 : Essais au laboratoire : tests de coagulation et floculation (Jar tests) en traitement d'un effluent industriel. [1]

Les domaines d'emploi des coagulants et floculants sont les suivants **[11]** :

- **Eaux de surface :**

En clarification, le floculant de synthèse est utilisé en combinaison avec un coagulant. Le meilleur polymère est généralement anionique ou non ionique, ou à la rigueur faiblement cationique. Les quantités utilisées sont de l'ordre de 0,05 à 0,5 $g.m^{-3}$ et peuvent atteindre 2 $g.m^{-3}$ pour des eaux très chargées.

- **Eaux résiduaires industrielles :**

On combine généralement l'action d'un coagulant avec un polymère anionique, en employant ce dernier jusqu'à des doses de 2 $g.m^{-3}$. Cependant, un polymère cationique utilisé avec des quantités de 0,5 à 5 $g.m^{-3}$ est mieux approprié pour des effluents issus de traitements de surface ou de lavage des gaz.

- **Eaux usées urbaines :**

En association avec un coagulant, on utilise un polymère anionique avec des concentrations atteignant 2 $g.m^{-3}$. Quand on recherche seulement l'élimination des matières en suspension, un floculant synthétique employé sans coagulant suffit.

- **Déshydratation des boues :**

Les boues organiques nécessitent en général un floculant cationique et les boues à caractère minéral un floculant anionique. La consommation est de l'ordre de 0,5 à 7 kg de polymère par tonne de matière sèche.

- **Émulsions d'hydrocarbures et d'huiles :**

Les émulsions mécaniques, relativement instables, donnent après 1 h de décantation statique des micelles de taille comprise entre 10 et 100 mm, avec des concentrations de 100 à 500 mg/l.

Les émulsions chimiques sont relativement stables en raison soit de la nature des hydrocarbures (asphaltènes, naphténates), soit de la coprésence d'agents dispersants (sels alcalins, détergents...). Les micelles, après décantation statique de 1 h, présentent des tailles de 0,1 mm avec des concentrations très variables, comprises entre 100 mg/L (cas des effluents pétrochimiques) et 50 g/L (cas de fluides aqueux de coupe).

Les émulsions mécaniques peuvent être le siège d'un mécanisme de coalescence prédominant. Le traitement peut comporter une coagulation partielle correspondant à une déstabilisation. Par contre, les émulsions chimiques nécessitent une coagulation complète suivie d'une floculation et une séparation par décantation.



"Décantation"

Introduction :

Une fois le floc formé, il faut réaliser la séparation solide-liquide qui permettra d'obtenir l'eau clarifiée d'un côté et les boues (particules colloïdales initiales + floc) de l'autre. On utilise en général recueille ensuite l'eau claire à la partie supérieure de l'appareil, alors qu'on soutire les boues sédimentées dans la partie inférieure : c'est la décantation. Dans certains cas particuliers, où le floc est léger, on réalise une flottation et la situation est alors inversée : les boues sont évacuées sous forme d'écume à la partie supérieure et c'est le sous-nageant, recueilli par ramifications perforées ou cloison siphoïde, qui donnera l'eau traitée.

Dans un décanteur, lorsque la concentration en matières est faible, le floc formé est dispersé et chaque flocon décante comme s'il était seul : c'est la décantation diffuse utilisée lorsque la floculation préalable a, elle aussi, été diffuse ; elle est mise en œuvre dans des décanteurs statiques, les plus anciens. Lorsque la concentration en matières est plus élevée, l'abondance du floc crée une décantation d'ensemble, caractérisée par une interface nettement marquée entre la masse boueuse et le liquide surnageant : c'est la décantation en piston ou « à contact de boues », principalement utilisée dans les décanteurs « à lit de boues » ou « à recirculation de boues », dans lesquels l'eau brute, additionnée de ses réactifs, est mise en contact avec les boues préexistantes. Dans ces décanteurs, appelés aussi « accélérés », l'augmentation de la concentration est utilisée pour améliorer la floculation elle-même. D'autre part, la formation d'un lit de boues permet des vitesses de séparation plus élevées que dans un décanteur statique.

La décantation lamellaire, réalisée en introduisant des surfaces inclinées dans l'espace de décantation, améliore considérablement les conditions de la décantation, qu'elle soit statique ou accélérée. Enfin, on peut aussi augmenter la masse volumique apparente du floc en le lestant avec du microsable. On conçoit que les diverses combinaisons possibles de tous ces principes conduisent à une grande variété d'appareils, dont les principaux vont être énumérés ci-après.

1. Généralité :

1.1. Évolution :

Bien que la décantation fut utilisée de tout temps pour la clarification des eaux de consommation, ce n'est qu'au début du XXe siècle que la concentration des minerais dans des laveries de grande capacité a rendu nécessaire de séparer de grands débits de solides et de liquides en opération continue. En 1906, Dorr a mis en œuvre, dans une mine d'or du Dakota du Sud, un décanteur liquide-solide continu. Ce décanteur consistait en une grande cuve

circulaire, dont le fond en pente était muni d'un mécanisme de raclage animé d'un mouvement rotatif lent, qui entraînait, vers la pointe centrale inférieure de l'appareil, les solides sédimentés. Ceux-ci étaient évacués par un orifice de décharge, sans créer de turbulence, de sorte qu'un liquide clair débordait à la périphérie de la cuve. Le procédé s'étendit à pratiquement toutes les usines de traitement de minerais et à un grand nombre d'industries tout au long du XXe siècle.

Dans les années 70 est apparu, en série sur le marché, un nouvel appareil : il s'agit du décanteur lamellaire, qui comporte des cloisons inclinées, destiné à la clarification des suspensions diluées.

Toutefois, le principe est connu depuis fort longtemps puisque le premier brevet a été déposé aux États-Unis en 1886.

1.2 Définition :

La décantation est une opération unitaire, parmi les techniques de séparation liquide-solide basées sur le phénomène de sédimentation, qui consiste à séparer d'un liquide les particules en suspension en utilisant les forces gravitaires (sous l'action de la pesanteur). Les procédés mis en œuvre diffèrent selon que l'on recherche seulement à augmenter la concentration des solides (épaississage) ou que l'on vise à obtenir un liquide clair à partir d'une suspension diluée (clarification).

La sédimentation est réalisée sur différents types de matières solides en suspension, parmi lesquelles on peut distinguer deux comportements opposés : celui des particules grenues (sont des suspensions contenant des particules indéformables), qui décantent indépendamment les unes des autres, et celui des particules plus ou moins floculées (suspensions contenant des particules instables peuvent se regrouper et former des flocs), qui ont des vitesses de chute variables, fonction de la taille des flocs et de leur abondance.

1.3 Principe de la décantation statique :

La décantation statique fait appel à la sédimentation de particules solides dans un liquide. Elle est continue quand on extrait en permanence les matières qui se sont déposées (sousverse ou boues) et que l'on recueille simultanément et séparément le liquide clarifié (surverse ou surnageant ou liquide clair).

De nombreux facteurs régissent la séparation solide-liquide, dont les principaux sont :

- la taille des particules solides et leur distribution granulométrique : les particules les plus fines ont la vitesse de sédimentation la plus lente et les boues en résultant sont moins chargées en solides que lorsqu'il s'agit de particules grossières;
- la concentration en solides, qui conditionne la surface unitaire des appareils ($m^2 \cdot t^{-1} \cdot h^{-1}$);
- la différence entre les masses volumiques du solide et du liquide, la forme et les caractéristiques superficielles des solides et la viscosité du liquide, qui influent sur la vitesse de sédimentation.

1.4 Domaines technologiques d'application :

La technologie de la sédimentation s'est perfectionnée principalement dans deux domaines très différents : le traitement des eaux (naturelles, domestiques et industrielles), d'une part, et celui des pulpes en minéralurgie et hydrométallurgie, d'autre part. Dans ces deux grands domaines, les critères de choix des dimensions et de capacité des appareils ne sont pas les mêmes. En effet, le traitement des effluents liquides, et tout particulièrement le traitement des eaux, demande la clarification de débits importants de suspensions diluées. On doit, cependant, rechercher non seulement une surface minimale pour la décantation des particules mais aussi un volume minimal, bien que la clarification soit conditionnée par la floculation et par le temps de séjour. En minéralurgie, la situation est tout autre, car les pulpes sont en général relativement concentrées. On doit pouvoir disposer d'une surface suffisante pour la décantation et d'un volume suffisant, non pour floculer les particules solides de la suspension, mais pour épaissir les boues. C'est la raison pour laquelle on est amené à considérer les suspensions diluées et les suspensions concentrées ou pulpes.

1.5 Caractéristiques des suspensions :

Les particules peuvent sédimenter selon des régimes différents du fait que le comportement de chaque particule est influencé à la fois par la dilution de la suspension et par les interactions entre les particules. On distingue les cas suivants :

1.5.1 La sédimentation individuelle : est réalisée pour des dilutions importantes. Dans ce cas, chaque particule est suffisamment éloignée de sa voisine, et la vitesse individuelle de sédimentation décroît à mesure que la dilution de la suspension augmente. Pour qu'il y ait décantation des particules les plus fines, il faut qu'elles puissent sédimenter dans un courant ascendant de liquide. On peut aussi effectuer une séparation granulométrique ou hydroséparation, en utilisant l'effet du courant ascendant, les fines particules étant alors évacuées avec le débordement du décanteur.

1.5.2 La sédimentation des flocs : résultant de la collision des particules, est réalisée avec ou sans addition d'un agent floculant à la suspension diluée. On assiste alors à une clarification progressive et il n'y a pas d'interface nette entre le liquide surnageant et les particules en cours de sédimentation. La vitesse du courant ascendant est alors le facteur principal régissant la clarification.

1.5.3 La sédimentation globale : résulte de la sédimentation d'une suspension concentrée au point que chaque particule ou floc soit en contact avec des entités adjacentes. On obtient alors une structure plastique et il se produit une sédimentation d'ensemble présentant une interface nette entre le liquide surnageant et la masse boueuse qui décante en piston. La vitesse de déplacement de cette interface est constante pendant un certain temps. Les particules gardent les mêmes positions relatives, cependant, en se rapprochant du fond du décanteur elles sont gênées dans leur mouvement et leur vitesse de chute diminue. Il se forme alors dans le fond du décanteur une zone de concentration supérieure à celle voisine de l'interface et dont la hauteur va en augmentant. Cette zone correspond à l'épaississage des boues.

1.5.4 La sédimentation en compression : prend le relais du régime précédent quand la structure de la pulpe devient suffisamment compacte pour développer une force de compression. La subsidence de chaque couche est ralentie par le comportement mécanique des couches sous-jacentes, chaque couche étant soumise à une compression qui entraîne l'expulsion du liquide et favorise ainsi l'augmentation de la concentration en solide.

1.5.5 La sédimentation hétérogène : correspond à un régime particulier où des perturbations interviennent dans la séparation des phases lors de la sédimentation en compression. Certaines pulpes présentent des mouvements locaux intermittents de liquide, ou de suspension diluée, de bas en haut. Ce phénomène peut se traduire à l'interface «liquide clair - pulpe» par le dégagement de bulles. Parfois, il prend naissance dès le régime de sédimentation globale. Le résultat final est un épaississement plus rapide de la pulpe. La nature exacte des mécanismes mis en jeu est mal connue.

Il faut noter que la transition entre les différents régimes se fait de manière continue et le classement qui vient d'être proposé constitue une simplification pour mieux les caractériser.

1.6 Place de la décantation dans les opérations de séparation liquide-solide :

La séparation liquide-solide ne peut en aucun cas être totalement assurée par la seule opération de décantation. Elle est généralement une combinaison de plusieurs méthodes. Par exemple, en minéralurgie, la décantation permet d'obtenir une pulpe épaissie à 55-65 % de solides en masse. La pulpe épaissie est ensuite filtrée pour obtenir un gâteau à 80-90 % de solides. Un séchage ultérieur conduit à un produit final à 95 % de solides, et exceptionnellement à 98-99 %.

Par contre, en traitement des eaux, où les suspensions de départ sont extrêmement diluées, les boues obtenues par décantation après coagulation-floculation, ou par un traitement biologique, contiennent 5 à 10 % en masse de matières sèches. Les solides résultants sont très hydrophiles et seul un pressage conduit à des « gâteaux » contenant au maximum 30 % de solides. **[10]**

2. Vitesse de sédimentation des particules dans un liquide :

La théorie de la sédimentation de solides fins dans un liquide, qui obéit à la loi de Stokes, montre que la vitesse de chute d'une particule est proportionnelle à la différence des masses volumiques entre la particule et le liquide et au carré de la dimension de la particule.

En conséquence, tout phénomène susceptible d'augmenter le diamètre des particules favorise la sédimentation de façon très significative, de sorte que la floculation est devenue une partie intrinsèque de la sédimentation. La plupart des matériaux en suspension dans un liquide sont naturellement floculés et, de ce fait, peuvent être concentrés par sédimentation, bien que celle-ci soit parfois très lente.

2.1 Suspensions diluées :

2.1.1 Particules isolées :

Lorsque la concentration en volume des solides en suspension est inférieure à 0,5 %, on considère que les particules sont suffisamment éloignées les unes des autres et que, de ce fait, chacune d'entre elles sédimente comme si elle était isolée dans le liquide. En fonction du nombre de Reynolds de la particule, il existe trois régimes de sédimentation : un régime laminaire ou régime de Stokes, un régime de transition et un régime turbulent ou régime de Newton.

Dans un fluide, un solide en mouvement libre est soumis à trois forces :

- son poids, fonction de sa masse volumique (ρs), de son volume et de l'accélération gravitaire (g) ;

- la poussée d'Archimède, fonction de la masse volumique du fluide (ρf), du volume du solide et de l'accélération (g) ;
- les forces de frottement, fonction du carré de la vitesse relative du solide par rapport au fluide, du maître-couple (surface de la projection, égale à $\pi d^2/4$ pour une sphère de diamètre d) et du coefficient de traînée du solide dans le fluide (C_x), qui varie en fonction de la forme et du nombre de Reynolds (Re) de la particule.

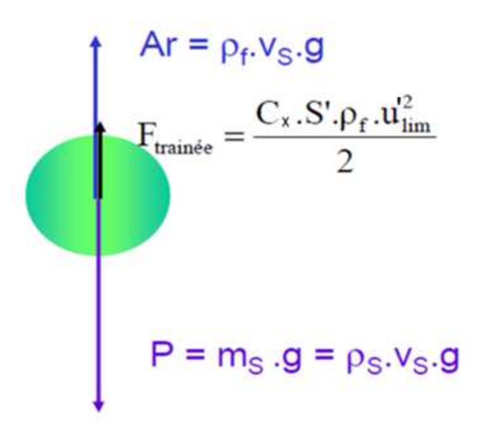


Figure 9 : bilan des forces sur une particule [12]

Après un certain temps de chute accélérée, une particule atteint une **vitesse limite de chute** (U_{lim}). Dans le cas d'une particule sphérique de diamètre d, cette vitesse est donnée par la relation suivante :

$$U_{lim} = \sqrt{\frac{4d}{3C_x}\left(\frac{\rho_s}{\rho_f} - 1\right)g} \qquad (3)$$

Et le nombre de Reynolds de la particule s'exprime par la relation :

$$Re = \frac{U_{lim}\,\rho_f d}{\eta_f} \qquad (4)$$

Les résultats de nombreux travaux expérimentaux ont conduit à délimiter plusieurs domaines en fonction de la valeur de Re, comme le montre le tableau **3**, qui donne également les relations exprimant la vitesse limite de chute des particules pour chaque domaine, en fonction de C_x.

La valeur inférieure du domaine de validité de la loi de Stokes ($Re < 10^{-4}$) correspond à la distinction que font les exploitants de la décantation entre une « particule » et un « colloïde ». En pratique, les particules de dimension inférieure au micromètre ont des vitesses limites de

sédimentation inférieures au mm/s. Cette vitesse est du même ordre de grandeur que celle de la diffusion brownienne (agitation thermique).

Tableau 3 : Vitesse limite de chute des particules sphériques en fonction du nombre de Reynolds [10]

Re	**C_x**	**U_{lim}**	**Domaine**
$<10^{-4}$	La loi de Stokes ne s'applique pas, car le mouvement des particules est influencé par le mouvement brownien		
10^{-4} à 1	24/Re	$0.545(\rho_s - \rho_f)\eta_f^{-1}d^2$	Régime laminaire
1 à 10	$26/Re^{0.77}$	$0.57\ (\rho_s - \rho_f)^{0.814}\ \eta_f^{-0.625}d^{1.439}$	Régime de transition
10 à 10^2	$20/Re^{0.65}$	$0.73\ (\rho_s - \rho_f)^{0.741}\ \eta_f^{-0.481}d^{1.222}$	
10^2 à 10^3	$4.92/Re^{0.346}$	$1.81\ (\rho_s - \rho_f)^{0.604}\ \eta_f^{-0.209}d^{0.813}$	
10^3 à $2\ 10^5$	0.44	$5.40\ (\rho_s - \rho_f)^{0.5}\ d^2$	Régime turbulent

2.1.2 Particules floculées :

Si l'on considère les temps de décantation de particules isolées, les données du tableau **1**, obtenues d'après la loi de Stokes, montrent que les propriétés de surface deviennent primordiales pour les particules ultrafines. L'interaction entre les particules induit leur agrégation, lorsque les forces répulsives, dues à des charges électriques superficielles, sont contrebalancées par des forces attractives de type Van der Waals. La déstabilisation de la suspension de très fines particules revient donc à diminuer les forces de répulsion électrostatiques.

Elle peut être naturelle ou provoquée par l'ajout de réactifs chimiques (coagulants et/ou floculants). Les fines particules donnent alors des microflocs, puis des flocs ou flocons volumineux, qui sédimentent facilement. La formation des microflocs est régie par la diffusion brownienne, tandis que la formation des flocs est régie par l'énergie dissipée dans le volume occupé par un liquide de viscosité donnée, créant ainsi un gradient de vitesse.

On constate que, pour une suspension floculée, la décantation se déroule suivant plusieurs phases, comme d'ailleurs dans le cas des suspensions concentrées :

— la formation d'une interface plus ou moins bien marquée ;

— une décantation « en piston » de cette interface, à une vitesse régulière ;

— un tassement à vitesse décroissante, appelée par convention phase de compression des boues.

La première phase correspond à une floculation de la suspension.

La seconde phase est particulièrement importante, car c'est dans ce domaine de concentrations de particules que travaillent les décanteurs à lit de boues, où la décantation est souvent assistée par des prétraitements ou par des pulsations permettant une meilleure floculation.

En ce qui concerne les lois de sédimentation, on se rapproche alors des suspensions concentrées. Enfin, la dernière phase correspond à l'épaississement des boues.

Pour faciliter le passage de la première phase à la deuxième phase, il est possible d'agir sur le diamètre des particules, sur leur masse volumique ou, enfin, sur la géométrie des écoulements. Pour ce faire, les techniques mises en œuvre sont la décantation en lit de boues ou à recirculation de boues, la décantation de flocs lestés et la décantation tubulaire ou lamellaire.

2.2 Suspensions concentrées :

Dès que la concentration volumique en solides devient élevée (> 0,5 %), les interactions entre particules ne sont plus négligeables.

La sédimentation est gênée et la vitesse de décantation freinée. Les particules adhèrent entre elles et la masse décante en piston avec une interface nette entre les boues et le liquide surnageant. Théoriquement, pour calculer la vitesse de sédimentation, il faut faire intervenir la masse volumique et la viscosité équivalente de la suspension. **[10]**

2.2.1 Vitesse limite de chute :

En régime laminaire (Re < 1) et en milieu newtonien, on peut admettre que la viscosité cinématique équivalente d'une suspension (ν_m) et sa masse volumique (ρ_m) s'expriment approximativement à partir de celles du liquide (ν_f et ρ_f) suivant les relations :

$$\nu_m = \nu_f \frac{D+(\frac{1}{\rho_s})}{D-D_{lim}} \qquad (5)$$

$$\rho_m = \frac{D\rho_f+1}{D+(\frac{1}{\rho_s})} \qquad (6)$$

En remplaçant ρ_f par ρ_m et ν_f par ν_m dans l'équation de la loi de Stokes en régime laminaire (tableau **3**), on obtient la valeur approximative de la vitesse limite de chute des particules en suspension concentrée, soit :

$$U_{lim} = 0.545 \frac{(\rho_s-\rho_f)(D-D_{lim})d^2}{\left[\left(\frac{1}{D}\right)+\rho_f\right]\left[D+\left(\frac{1}{\rho_s}\right)\right]\nu_f} \qquad (7)$$

Dans le cas des particules floculées, la valeur de U_{lim} est obtenue en remplaçant, dans la relation (7), D_{lim} par D_c, la dilution correspondant au début de compression.

2.2.2 Temps de séjour :

La vitesse de floculation est fonction de la concentration en solides et la vitesse de décroissance de la concentration en matière floculée est proportionnelle au carré de cette concentration :

$$-\frac{dC}{dt} = kC^2 \qquad (8)$$

Soit après intégration :

$$\frac{1}{C} - \frac{1}{C_0} = kt \qquad (9)$$

3. Détermination expérimentale des vitesses de sédimentation :

3.1 Comportement d'une suspension en éprouvette :

Si l'on verse dans une éprouvette une suspension de concentration suffisante (> 0,5 % en volume), on observe les phénomènes suivants (figure **10**) :

— au départ les gros grains sédimentent rapidement et se déposent sur le fond de l'éprouvette (zone a). La hauteur de cette zone augmente rapidement et se stabilise après la décantation des sables de dimension supérieure à 0,1 mm ; ensuite, il apparaît rapidement, et parfois immédiatement, une interface entre un liquide clair (zone b) et une phase boueuse. La phase boueuse peut être elle-même divisée en deux parties : une partie supérieure conservant l'aspect de la suspension de départ (zone c) et une zone inférieure d'aspect intermédiaire (zone d). **[10]**

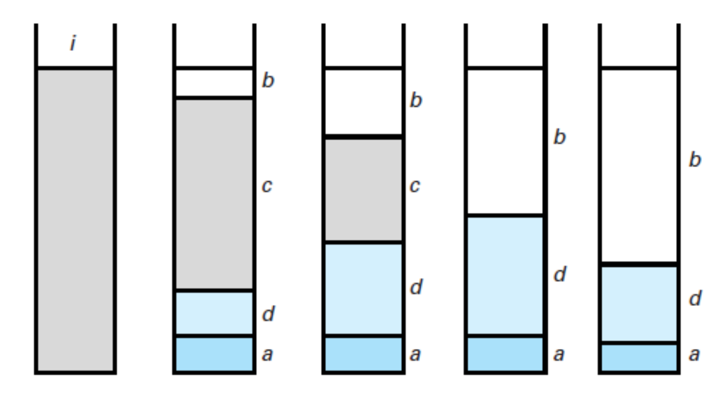


Figure 10 : Evolution de l'aspect d'une suspension en sédimentation dans une éprouvette. [10]

Toutefois, il ne peut y avoir d'interface que si la suspension à décanter ne contient pas de particules ou de flocons ultrafins, et qu'il y ait en présence une assez grande quantité de flocons et de particules équitombantes, de sorte que la concentration en solides sous cette interface soit assez élevée. L'interface est d'autant plus nette que la vitesse de chute sous l'interface est faible, c'est-à-dire que la concentration en solide est élevée. Dès que la dilution de la suspension au départ dépasse de 8 à 10 fois celle du début de compression, il n'y a plus d'interface nette et on ne peut plus parler de vitesse de décantation d'interface (on retrouve alors les caractéristiques des suspensions diluées).

3.2 Courbes de sédimentation :

Après avoir versé la pulpe à décanter dans une éprouvette cylindrique de section S, on étudie le comportement de la suspension en sédimentation, en traçant la variation de la hauteur h de l'interface séparant le liquide clair de la suspension, ou la variation du volume V, en fonction du temps écoulé depuis le début de la décantation (figure **11**).

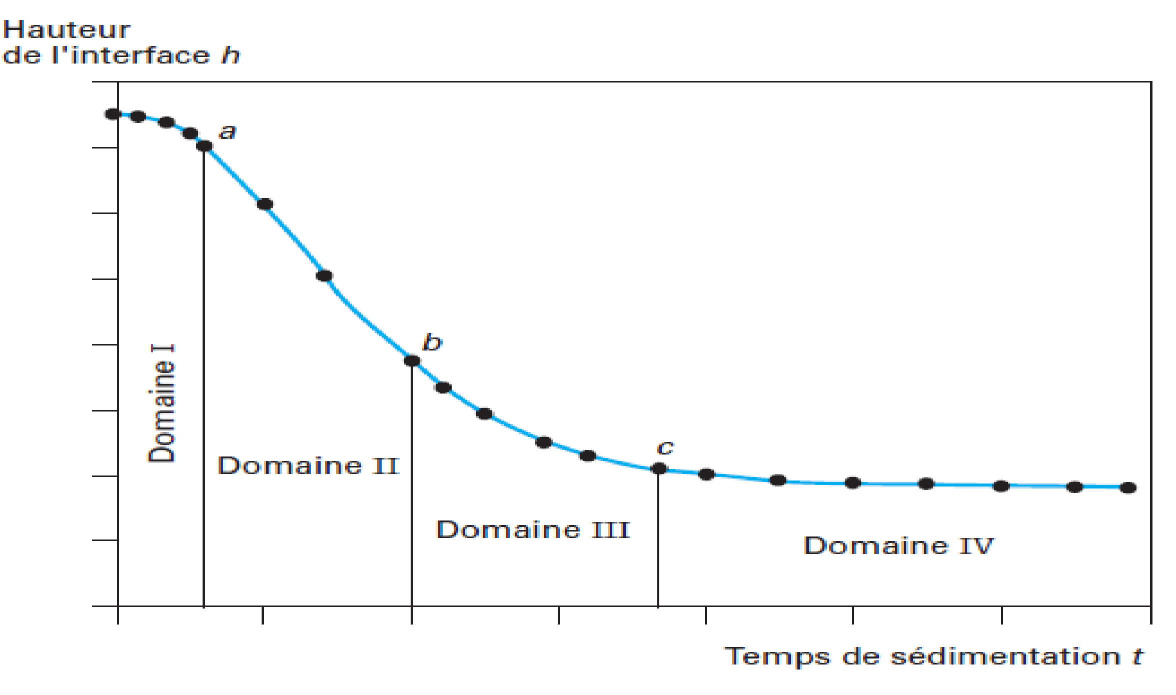


Figure 11 : Allure générale d'une courbe de sédimentation. [10]

La vitesse de sédimentation est représentée à tout moment par la tangente à la courbe au point d'abscisse t, et l'on a :

$$U = -\frac{dh}{dt} \qquad (10)$$

Ou :

$$U = -\frac{dV}{Sdt} \qquad (11)$$

La courbe présente quatre domaines :

— **domaine I** : il correspond à la durée initiale de floculation et est souvent inexistant si la floculation est rapide ;

— **domaine II** : c'est le domaine où les flocs commencent à se rassembler en flocons et la vitesse de décantation est constante ; celle-ci s'écrit :

$$U = \frac{h_b - h_a}{t_b - t_a} \qquad (12)$$

Ou :

$$U = \frac{V_b - V_a}{S(t_b - t_a)} \qquad (13)$$

— **domaine III** : à partir du point b, interviennent les actions perturbatrices entre les flocons et les particules. Ce point est souvent mal défini sur la courbe ;

— **domaine IV** : à partir du point c, les éléments solides isolés et les flocons sont en contact et forment des pseudoréseaux semi-rigides.

Le liquide contenu est évacué à travers la masse des sédiments suivant les vides créés par ces pseudoréseaux et à la suite de glissements des couches de boues. Le domaine IV est appelée zone de compression et le point c est le point de début de compression. Quand l'interface, dans son mouvement descendant, rencontre la limite supérieure de cette zone, sa vitesse de déplacement diminue et la courbe de sédimentation s'infléchit pour devenir asymptotique à une droite parallèle à l'axe des abscisses.

4. Théorie de la sédimentation :

La modélisation de la sédimentation est due à Kynch (1952), qui propose la théorie suivante : la vitesse de chute de particules rigides en sédimentation libre ne dépend que de la concentration locale en solide de la suspension. Elle est une fonction décroissante de la concentration en solide. Les particules de même dimension, de même forme et de même masse volumique sont équitombantes et leur concentration est uniforme pour chaque niveau de la colonne de sédimentation.

Ainsi, à partir d'essais en éprouvette, Kynch trace dans le diagramme (h, t) les droites d'isoconcentration correspondant aux niveaux où la concentration a une valeur C donnée, et à leur déplacement dans le temps (figure **12**). La pente de ces droites est donnée par la relation :

$$\frac{dh}{dt} = v(C) \qquad (14)$$

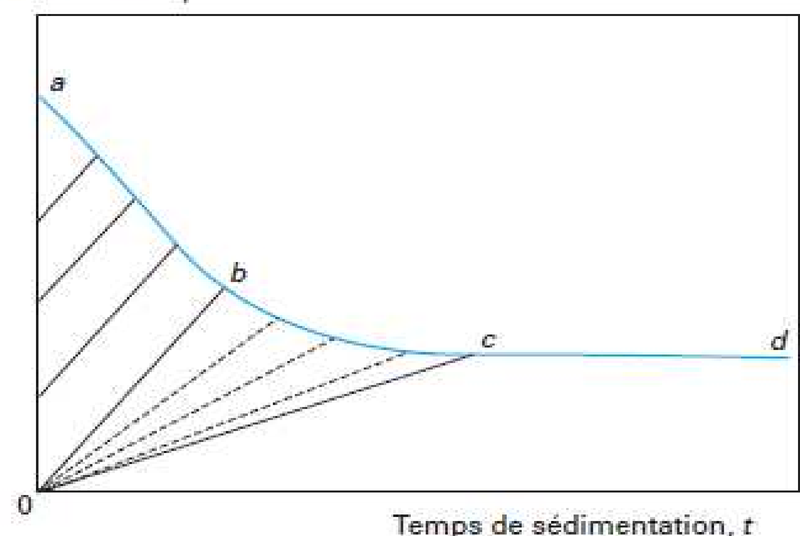


Figure 12 : courbe de sédimentation et droites d'isoconcentration Kynch (1952).

Avec v(C) vitesse de déplacement d'un plan de concentration constante (C), par rapport à l'éprouvette.

Dans le triangle ab0, les vitesses de chute sont constantes. Leur équation s'écrit, pour $C_a<C<C_b$:

$$h = h_0 + v(C)\,t \qquad (15)$$

Les droites d'isoconcentration situées dans ce triangle traduisent la montée à travers la suspension à la vitesse v (C), d'un niveau de concentration C à travers lequel les particules sédimentent à la vitesse U(C) = - dh/dt. Au temps t, le flux (ou nombre) de particules qui ont traversé ce niveau est égal à (v + U) C.

Dans le tronçon bc, on assiste à un ralentissement progressif de la vitesse de chute du dépôt, et les lignes d'isoconcentration constituent dans le triangle b0c un faisceau de droites passant par l'origine, ce qui signifie que dès le démarrage de la décantation, les couches voisines du fond passent par toutes les concentrations comprises entre la concentration initiale C_0 et celle correspondant au point du début de compression (C_c). L'équation de ces droites s'écrit :

$$h = v(C)t \qquad (16)$$

Pour $C_b < C < C_u$; C_u étant la concentration ultime du dépôt au fond de l'éprouvette.

La théorie de Kynch analyse donc les changements de concentration qui se produisent durant la sédimentation des particules dans une suspension monodisperse, et postule qu'il n'existe qu'une seule vitesse de sédimentation (U) pour chaque concentration en solide (C). La suspension est de ce fait caractérisée, dans tout le domaine de concentration, par la simple

relation entre U et C, ce qui implique l'existence d'une courbe de flux pour chaque suspension, dont la relation s'exprime par :

$$G = UC \qquad (17)$$

Il en résulte que, à n'importe quel niveau de l'éprouvette, le flux de particules détermine la concentration en solide, et inversement il est déterminé par celle-ci. En se plaçant à une hauteur h à partir du fond de l'éprouvette, où la concentration est C_h à l'instant t, la variation de G avec h fait que la concentration doit aussi varier et l'on a :

$$dG = - vdC_h \qquad (18)$$

Et pour une couche d'épaisseur dh située au niveau h, au temps t, la conservation de la matière s'exprime par l'équation :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial G}{\partial h} \qquad (19)$$

Ou encore en tenant compte de (18) :

$$\frac{\partial C}{\partial t} + v\frac{\partial C}{\partial h} = 0 \qquad (20)$$

Il devient donc possible de comparer les modes de sédimentation pour des suspensions diluées et concentrées, en traçant les courbes de flux G = f(C).

Dans une opération de décantation en continu, la courbe de flux permet de déterminer un flux critique ou flux limite G_L, obtenu en traçant la tangente à cette courbe à partir du point C_s, concentration de la boue dans la sous-verse (figure **13**).

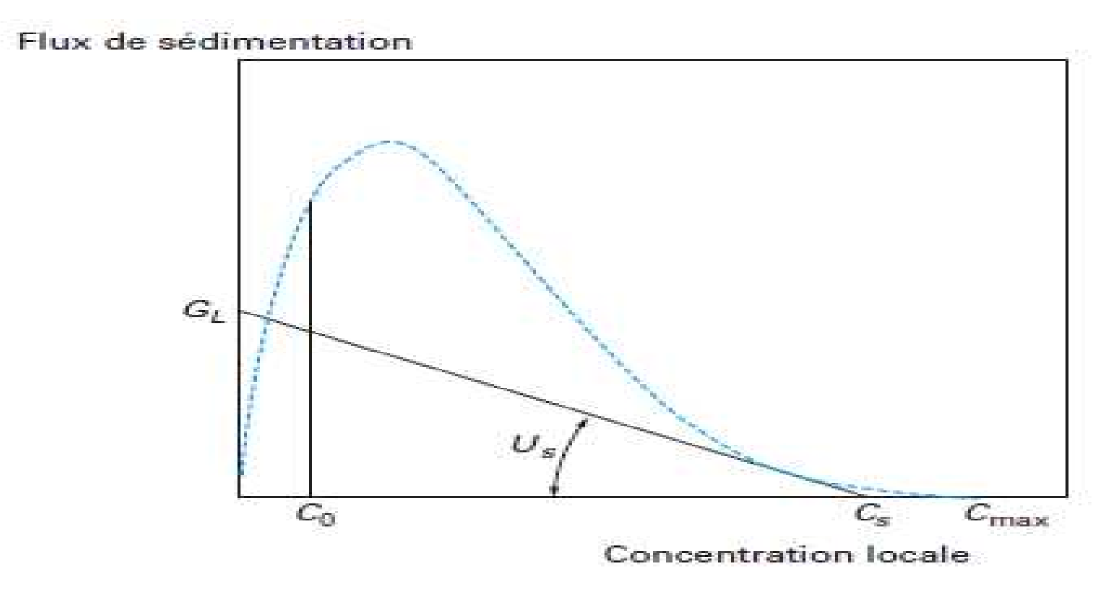


Figure 13 : courbe de flux de sédimentation.

Si on établit un flux supérieur à G_L, les solides en excès s'accumulent dans le décanteur, l'interface boue/suspension monte lentement jusqu'au moment où les solides passent dans la surverse. La surcharge d'un épaississeur est, dans la réalité industrielle, un phénomène qui

s'établit lentement et on peut tolérer en pratique une surcharge pendant quelques heures. Dans le cas contraire, où l'alimentation est très diluée, l'épaississeur travaille en clarificateur.

5. Equipements:

Le choix d'un équipement et d'un procédé de séparation solide/liquide par décantation, tient compte de plusieurs considérations, notamment de la concentration de la suspension (suspension diluée, suspension concentrée), de la dimension et de la nature des particules (particules grenues, floculées...), de la fonction recherchée (clarification, épaississage), des débits à traiter.

Bien qu'il s'agisse fondamentalement d'équipements voisins adaptés à une fonction précise, il paraît nécessaire de distinguer les décanteurs de matières en suspension, ultrafines et diluées, dont la concentration s'exprime en mg/l, et les décanteurs de matières d'origine essentiellement minérale, dont la concentration s'exprime en g/l. Dans les deux cas, les équipements font appel à la sédimentation des solides dans l'eau.

5.1 Décanteurs statiques (simples ou lamellaires) :

On trouve là de nombreux types de décanteurs, circulaires ou rectangulaires, raclés ou non raclés, précédés ou non d'un floculateur ; les plus récents peuvent en outre être garnis d'un dispositif de décantation lamellaire (plaques ou tubes, inclinés à 60° sur le plan horizontal), pour tenter d'augmenter la vitesse de passage qui, sans cela, ne pouvait dépasser 1,5 $m^3 \cdot h^{-1} \cdot m^{-2}$ sur la surface de décantation (surface des floculateurs non comprise) : c'est par exemple le cas du **Sedipac** Degrémont ou du **Multiflo** d'OTV. **[2]**

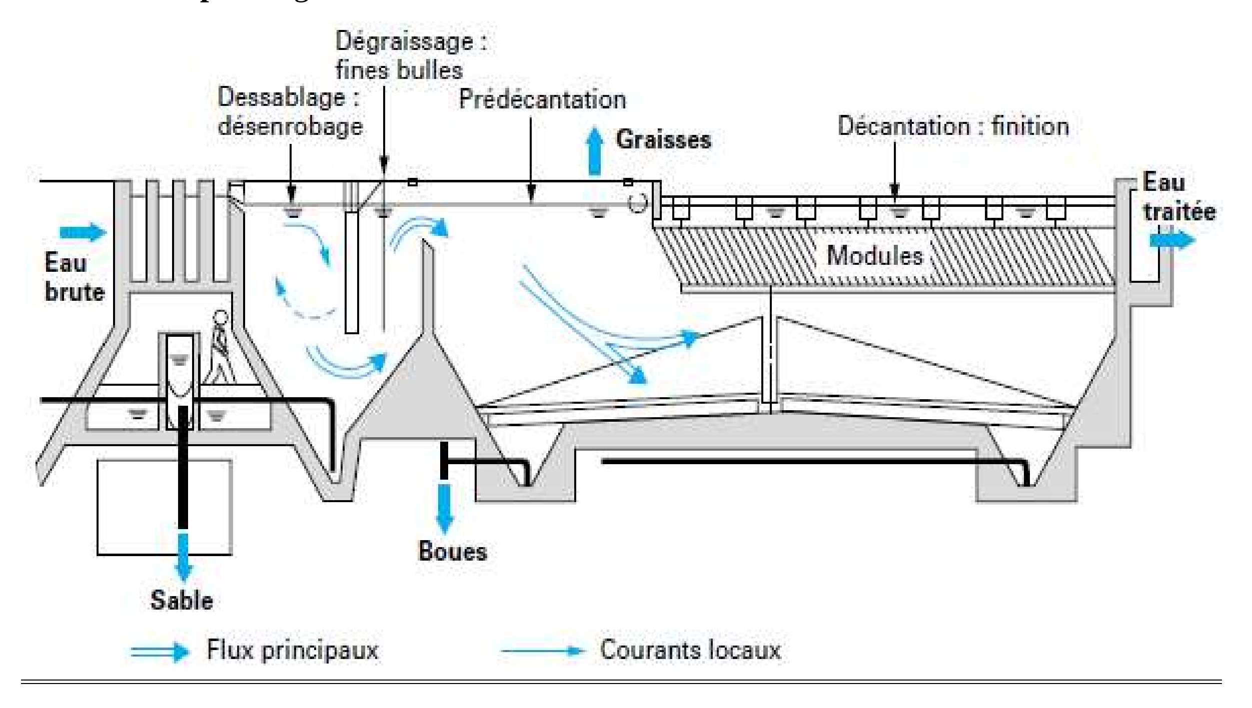


Figure 14 : Coupe verticale du décanteur combiné Sédipac 3D (Degrémont). [11]

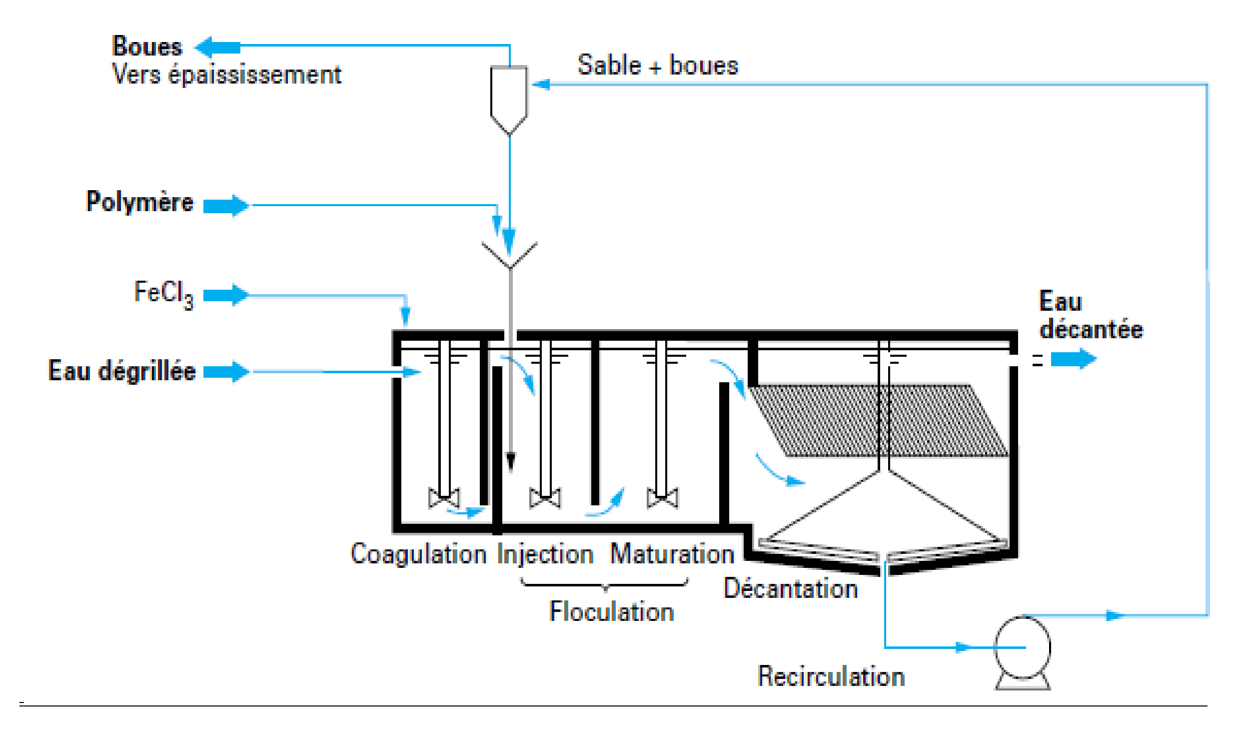


Figure 15 : Coupe verticale du décanteur à flocs alourdis Actiflo (OTV). [11]

5.2 Décanteurs à recirculation de boues :

Ils favorisent un bon contact de l'eau et des boues par recyclage de tout ou partie des boues dans une colonne centrale de réaction.

D'autre part, le rassemblement des flocons permet une sédimentation plus rapide. Nous citerons :

— l'**Accelator**, un des premiers appareils à recirculation de boues, comportant une zone centrale de réaction entourée d'une zone de décantation ; comme tous les appareils de cette famille, d'une turbine, comme organe de floculation et de recirculation des boues, et d'une jupe inclinée à la sortie de la colonne centrale de floculation, favorisant l'écoulement des boues et leur séparation d'avec l'eau surnageante les deux zones communiquent par le haut et par le bas. L'Accelator est caractérisé par la présence;

— le **Circulator** (figure **16**), très simple de conception (recirculation des boues par un système d'hydro-éjecteur placé sur le tuyau d'arrivée d'eau brute) ; mais le floc risque de se briser au passage de la tuyère, ce qui a conduit au type suivant ;

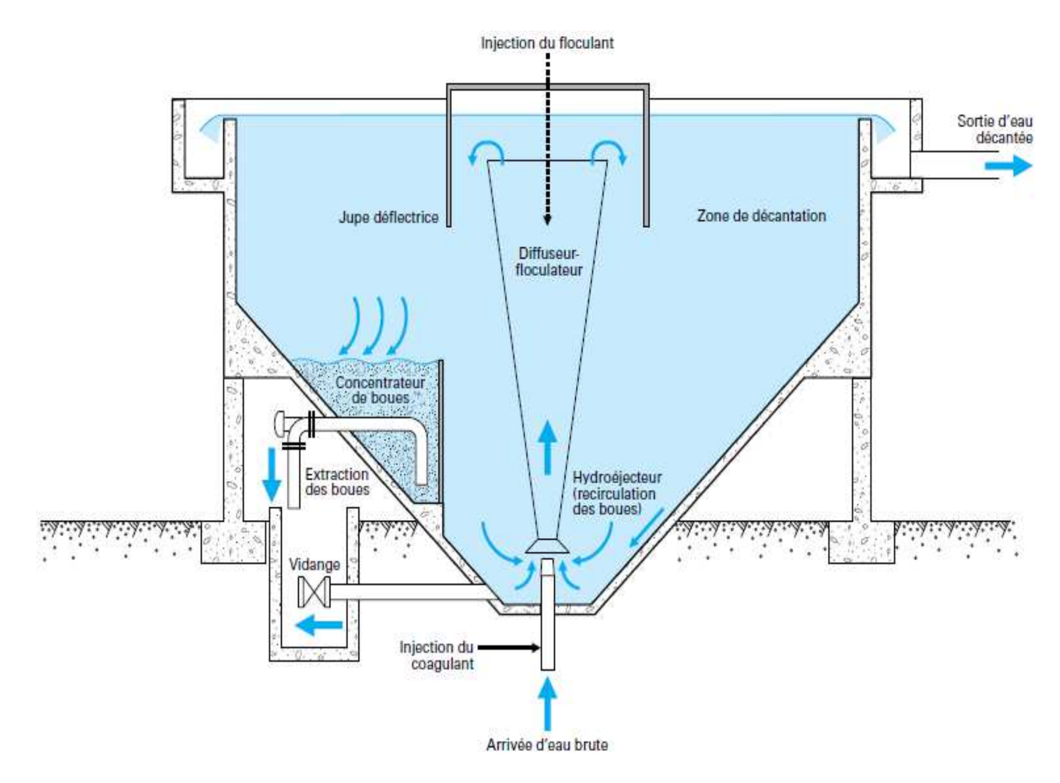


Figure 16 : Décanteur Circulator (version béton). [2]

— le **Turbocirculator** où la tuyère est remplacée par une hélice. Il existe depuis de nombreuses années une version à zone de décantation lamellaire de cet appareil, inscrite dans une structure rectangulaire, le **RPS** ; mais nous verrons plus loin qu'il existe maintenant sur ce principe des appareils beaucoup plus élaborés et performants.

Dans les grands appareils, le radier très incliné est remplacé par un radier à faible pente et un pont racleur assure la collecte des boues pour les ramener dans la zone centrale.

Ces appareils offrent de grands avantages par rapport aux décanteurs statiques, mais présentent parfois certains inconvénients (forme circulaire quasi impérative ; double fonction du système central : floculation et recyclage des boues ; réglage parfois difficile). C'est pourquoi il leur est souvent préféré des appareils de la catégorie suivante.

5.3 Décanteurs à lit de boues :

Ce type d'appareil est surtout représenté par le **Pulsator** (figure **17**) dans lequel l'eau à clarifier traverse verticalement le lit de boues qui joue un rôle de filtre fluidisé très efficace.

Les pulsations (qui lui ont donné son nom) garantissent la bonne floculation et l'homogénéité du lit de boues.

À surface de décantation égale, la vitesse autorisée est souvent 2 à 3 fois celle d'un appareil statique (soit 3 à 5 $m^3 \cdot h^{-1} \cdot m^{-2}$).

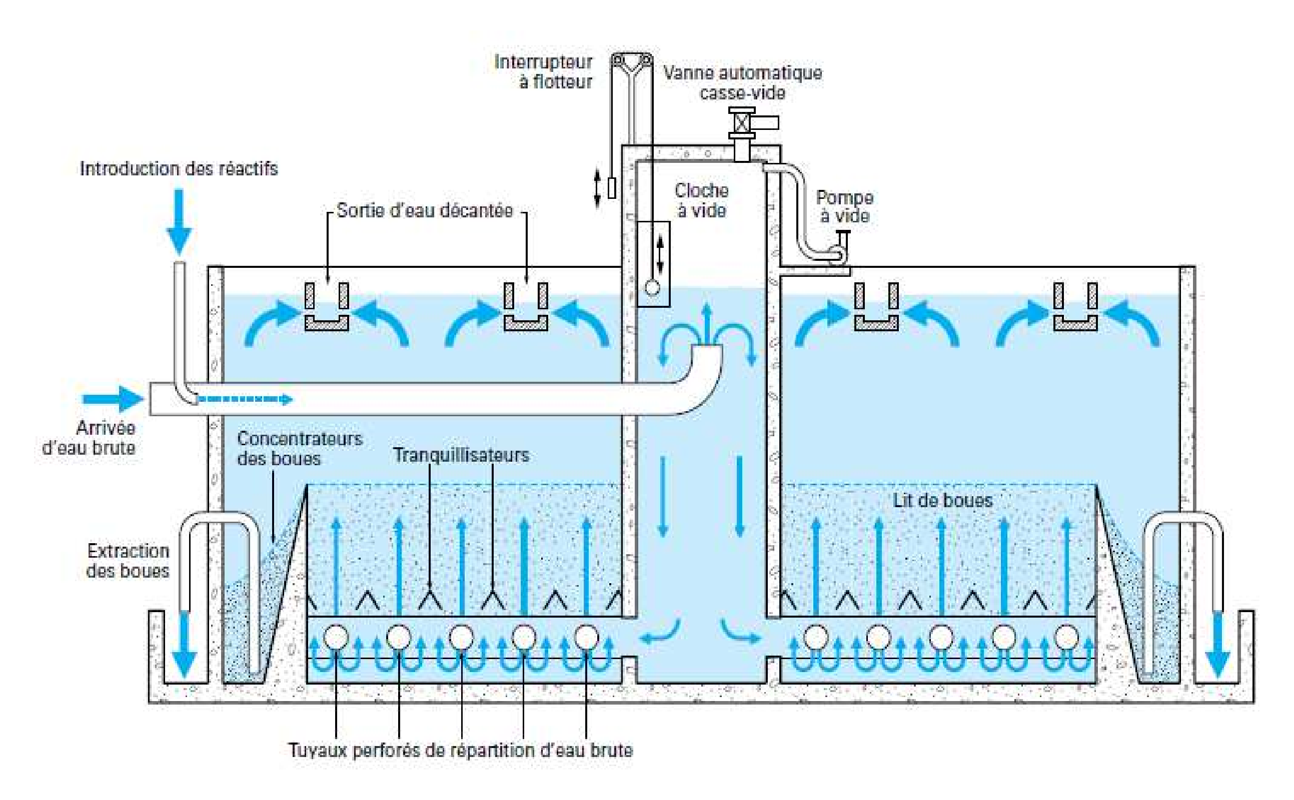


Figure 17 : Décanteur Pulsator [2]

Les concentrateurs présentent, d'autre part, l'intérêt de pouvoir extraire des boues déjà concentrées, sans modifier le comportement du décanteur et sans qu'une extraction excessive risque d'appauvrir le lit de boues.

5.4 Décanteurs lamellaires à lit de boues :

L'adjonction de dispositifs lamellaires au principe de base du Pulsator a donné naissance à une famille d'appareils qui est récapitulée dans la figure **18.**

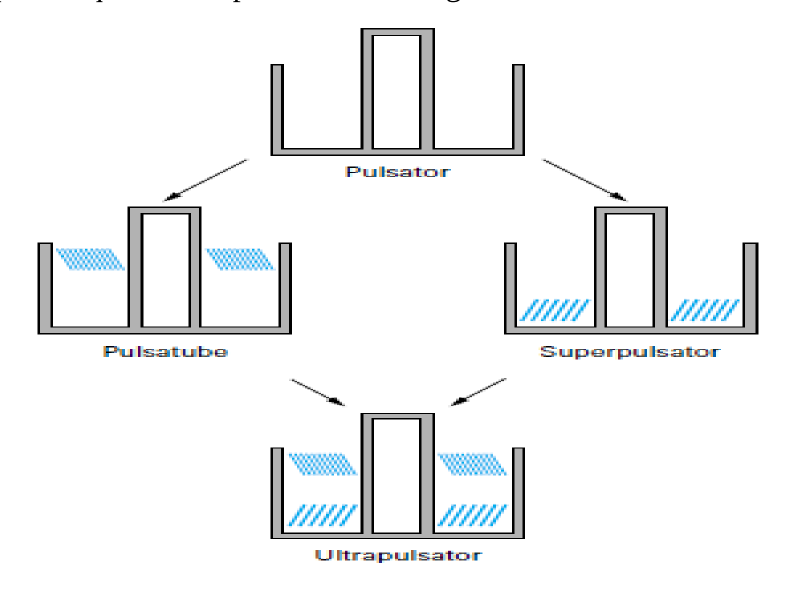


Figure 18 : Évolution des décanteurs à lit de boues pulsé. [2]

Les deux premiers remontent à plus de vingt ans :

— **Pulsatube** (figure **19**) : tubes inclinés, placés au-dessus du lit de boues.

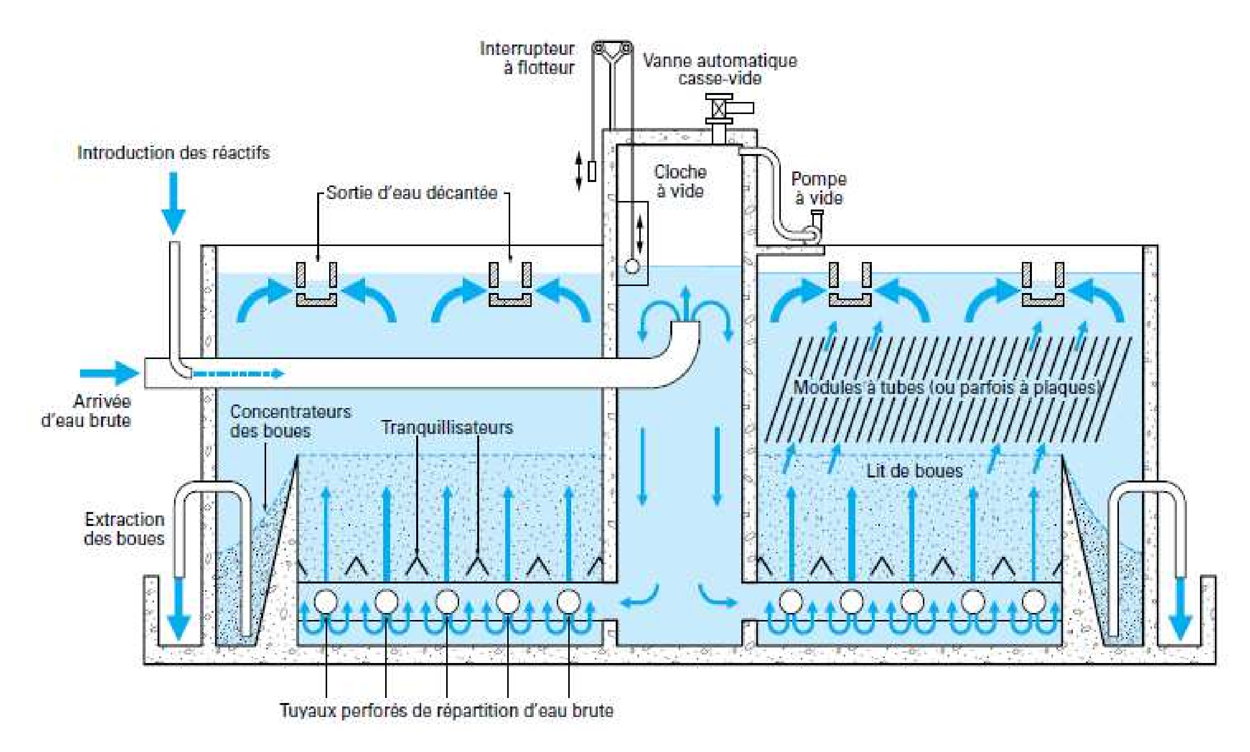


Figure 19 : Décanteur Pulsatube. [2]

— **Superpulsator** (figure **20**) : plaques inclinées munies de déflecteurs, placées au sein du lit de boues.

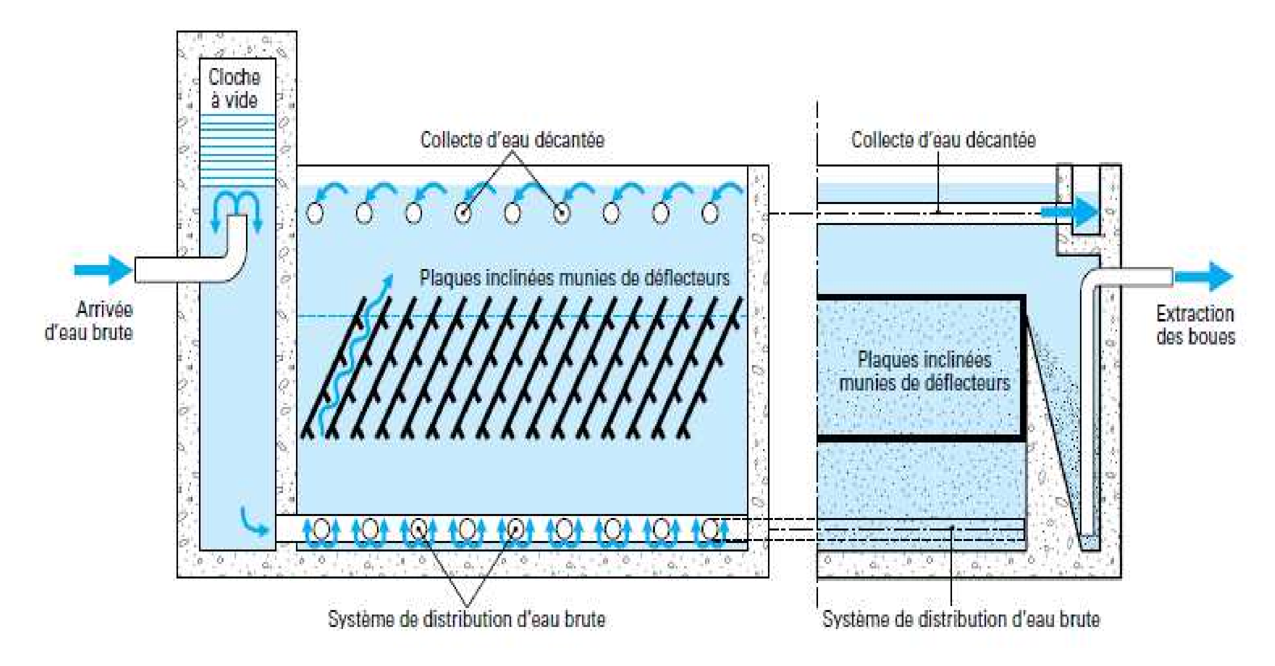


Figure 20 : Décanteur Superpulsator. [2]

Dans les deux cas, on peut atteindre une vitesse ascensionnelle double de celle d'un Pulsator classique fonctionnant dans les mêmes conditions, soit 6 à 10 $m^3 \cdot h^{-1} \cdot m^{-2}$.

Le dernier-né de cette gamme est l'**Ultrapulsator**, qui réunit les deux principes précédents : plaques inclinées dans le lit de boues, modules tubulaires au-dessus ; la vitesse ascensionnelle peut alors atteindre une valeur triple de celle du Pulsator conventionnel. **[2]**

5.5 Décanteurs lamellaires à recirculation de boues :

Dans cette famille de décanteurs, associant le principe de la recirculation des boues à celui d'une décantation lamellaire généralement pratiquée dans des modules tubulaires, nous prendrons pour exemple l'appareil breveté par Degrémont sous le nom de **Densadeg**, qui est aussi un **décanteur-épaississeur**.

La figure **21** rappelle le principe de base de cet appareil, dont les principaux avantages sont : une recirculation externe des boues ; une floculation optimisée ; une décantation lamellaire très performante (30 à 50 $m^3 \cdot h^{-1} \cdot m^{-2}$ en clarification d'eaux naturelles) ; un épaississeur intégré (avec stockage éventuel des boues) donnant des boues très concentrées qui permettent de limiter les pertes d'eau et d'admettre directement les boues sur un système de déshydratation, sans épaississement intermédiaire.

Le Densadeg peut être utilisé dans tous les domaines du traitement des eaux : préparation des eaux potables ou industrielles (en clarification ou en décarbonatation) ; épuration des effluents urbains (traitement primaire ou déphosphatation physico-chimique tertiaire) ou industriels (clarification avant rejet ou recyclage, précipitation de métaux, épaississement des boues, etc.). **[2]**

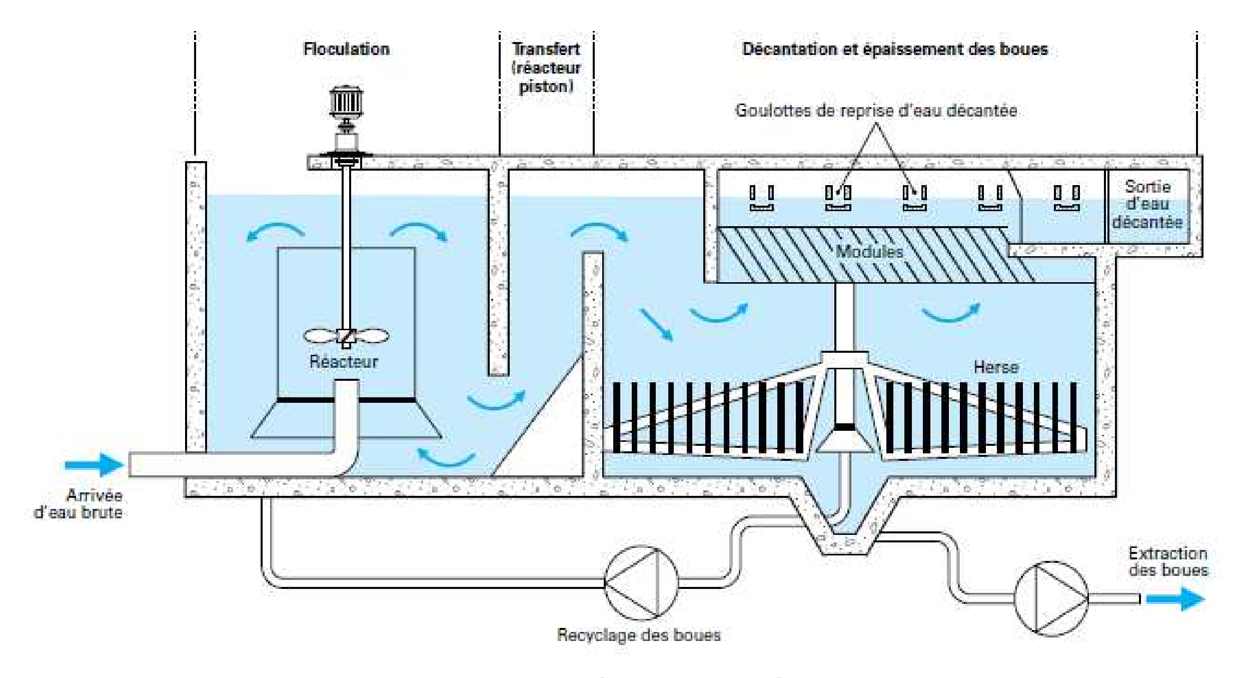


Figure 21 : Décanteur Densadeg

5.6 Décanteurs à floc lesté :

Il existe aussi des appareils (développés par OTV, filiale de la Compagnie Générale des Eaux) où les boues sont lestées par du microsable de 25 à 100 mm, avec un fort apport de polymère pour faire adhérer le floc à son matériau de lestage. Les boues obtenues sont envoyées sur un hydrocyclone, afin de récupérer le microsable et le réinjecter dans l'eau brute. Les performances du premier décanteur de cette catégorie (**Cyclofloc**) ont été ensuite améliorées par l'adjonction de modules lamellaires à la partie supérieure, au-dessus d'un lit de boues fluidisé (**Fluorapid**).

Le dernier-né de cette famille est l'**Actiflo** (figure **22**), dont l'hydraulique générale ressemble un peu à celle du Densadeg, mais avec deux caractéristiques particulières :

— très grande vitesse sur la surface de décantation (30 à 80 $m^3 \cdot h^{-1} \cdot m^{-2}$, suivant la qualité d'eau décantée désirée) grâce au lestage du floc par le microsable ;

— en revanche, aucun épaississement des boues, du fait du débit nécessaire pour le recyclage des eaux boueuses sur l'hydrocyclone destiné à récupérer le microsable. **[2]**

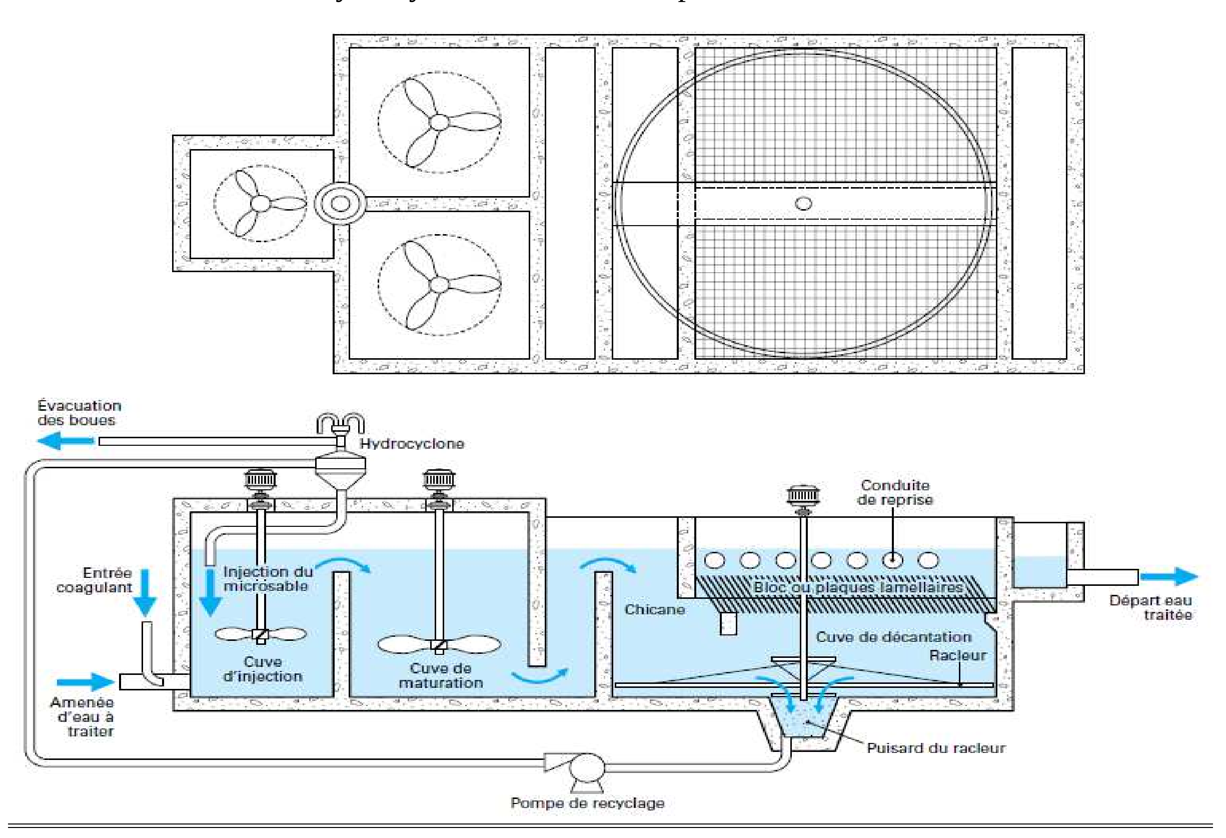


Figure 22 : Décanteur Actiflo

6. Récapitulation des principaux décanteurs :

Bien d'autres types d'appareils, d'origine étrangère, auraient pu être décrits dans ce qui précède, sans toutefois pouvoir être classés dans des catégories fondamentalement différentes:

l’énumération précédente représente les principales disponibilités offertes par « l’École française de l’Eau » (suivant le terme sous lequel la technologie française est quelquefois désignée à l’étranger) et sa récapitulation (tableau **4**) montre que l’on dispose de produits susceptibles de répondre à toutes les exigences des cahiers des charges :
— décantation lamellaire (plaques ou tubes) ou décantation classique ;
— décantation statique, ou accélérée grâce au principe dit « à contact de boues » (recirculation de boues ou lit de boues) ;
— décanteurs raclés ou non raclés ;
— épaississement incorporé si nécessaire (Densadeg), en particulier quand un traitement des boues est envisagé.

Tableau 4 : Classification des décanteurs [2]

Type de décantation	**Statique**	**A contact de boues**		
		A lit de boues pulsé	**A recirculation de boues**	
			Sans épaississement des boues	**Avec recirculation des MES (décanteur-épaississeur)**
Sans équipement lamellaire	_Rectangulaire, floculateur séparé, raclé ou non, _Circulaire, raclé, floculateur intégré (clarifloculateur)	Pulsator	Accelator Circulator Turbocirculator Claricontact Actiflo (floc lesté)	_
Avec équipement lamellaire (plaques et/ou tubes)	Sedipac Multiflo Fluorapid (floc lesté)	Pulsatube Superpulsator Ultrapulsator	RPS	Densadeg

Enfin, le tableau **5** résume les vitesses usuelles et les concentrations prévisibles des boues extraites pour les principaux types de décanteurs habituellement mis en œuvre en clarification.

Tableau 5 : Caractéristiques et performances des principaux décanteurs en clarification [2]

Type de décanteur	Floculator	Vitesse apparente sur la zone de décantation $(m^3 \cdot h^{-1} \cdot m^{-2})$	Concentration des boues extraites $(g \cdot l^{-1})$
Statique	En tête intégré	0.5 à 1.5	0.5 à 5
Turbocirculator	Intégré	1.5 à 3	2 à 10
Accelator	Intégré	3 à 5	1 à 10
Pulsator	Intégré	3 à 5	2 à 10
Pulsatube, Superpulsator	Intégré	6 à 10	2 à 10
Ultrapulsator	Intégré	8 à 15	2 à 10
Sedipac, Multiflo	En tête	5 à 10	1 à 15
RPS	En tête	8 à 12	2 à 15
Densadeg	En tête	30 à 50	30 à 150
Actiflo	En tête	30 à 80	2 à 10

7. Problèmes de décantation :

Les plus fréquents peuvent être :

— **présence de sable** : un dessablage préliminaire évitera l'envasement du décanteur ;

— **fortes pointes de matières en suspension** : suivant le cas, on choisira un appareil statique raclé de préférence à un décanteur accéléré, ou bien on placera un débourbeur (prédécanteur spécialement conçu à cet effet, précédé ou non d'une injection de coagulant) en amont d'un appareil accéléré à contact de boues ;

— **variations brutales de température** : du fait des courants de convection qu'elles engendrent, elles provoquent des départs de boues si l'eau n'est pas parfaitement répartie dans l'appareil (dans une usine, il faut donc éviter d'utiliser l'eau brute comme échangeur de chaleur avant une phase de décantation, surtout si cet échange thermique présente des paramètres variables) ;

— **abondance d'algues** : les bulles gazeuses qu'elles émettent provoquent des remontées de boues ; une préchloration, une préozonation et/ou un traitement simultané au charbon actif en poudre entravent ces phénomènes.



"Notions générales sur les eaux usées urbaines"

Introduction :

Ces eaux sont généralement formées du sous-produit d'une utilisation humaine, soit domestique, soit industrielle, d'où l'usage de l'expression « eaux usées ».

Les eaux usées sont des eaux altérées par les activités humaines à la suite d'un usage domestique, industriel, artisanal, agricole ou autre. Elles sont considérées comme polluées et doivent être traitées.

Elles peuvent être parfois qualifiées d'eaux grises lorsqu'il s'agit d'eaux peu chargées en matières polluantes par exemple des eaux d'origine domestique, résultant du lavage de la vaisselle, des mains, des bains ou des douches. On parle d'eaux noires lorsqu'elles contiennent diverses substances plus polluantes ou plus difficiles à éliminer tels que des matières fécales, des produits cosmétiques, ou tout type de sous-produit industriel mélangé à l'eau.

Il peut également s'agir d'eau d'écoulement de surfaces imperméables : ainsi les eaux de ruissellement des parcs de stationnement sont considérées comme des eaux usées par la présence de divers polluants comme les hydrocarbures ou les poussières d'usure des pneumatiques.

5. Généralité :

Les eaux usées se divisent en deux grandes catégories : les eaux résiduaires urbaines (ERU) et les eaux résiduaires industrielles (ERI).

1.3 Eaux usées urbaines :

Les eaux résiduaires urbaines (ERU) regroupent les eaux ménagères, les eaux des vannes et les eaux de ruissellement. La composition et les caractéristiques d'une eau résiduaire urbaine sont peu variables par rapport aux eaux usées industrielles. Le tableau suivant (tableau **6**) regroupe certains paramètres indicateurs de pollution des eaux résiduaires urbaines en Algérie.

Tableau 6 : Caractéristiques des eaux résiduaires urbaines en Algérie. [13]

Paramètre	Valeures
pH	7,5 – 8,5
Résidu sec (mg/l)	1000 – 2000
MES totales (mg/l)	150 – 500
DBO5 (mg O_2/l)	100 – 400
DCO (mg O_2/l)	300 – 1000
COT (mg/l)	100 – 300
NTK (mg/l)	30 – 100
N-NH^{4+} (mg/l)	20 – 80
N-NO^{2-} (mg/l)	< 1
N-NO^{3-} (mg/l)	< 1
P (mg /l)	10 – 25
Détergents (mg/l)	6 – 13

1.4 Eaux usées industrielles :

Les caractéristiques des eaux usées industrielles subissent des grandes variations, elles dépendent à une multitude de paramètres type de l'industrie, production, nettoyage,…, les différentes étapes du procédé industriel, l'état des appareils,… Par ailleurs, il existe des caractéristiques communes entre les effluents de la même industrie. En termes de volume et type de polluants, les effluents industriels présentent le plus souvent une charge importante et un risque de dysfonctionnement structurel et fonctionnel des réseaux d'assainissement et des dispositifs de traitement des eaux usées. Ces risques sont d'autant plus grands que les industries sont localisées en amont du réseau d'assainissement.

Les principaux polluants transitant dans les eaux usées d'origine industrielle sont :

• Les métaux toxiques,

• Les toxines organiques,

• Les matières colorées,

• Les huiles et graisses,

• Les sels,

• La pollution organique.

6. Les principaux paramètres mesurés dans les eaux usées :

Trois principaux paramètres mesurent les matières polluantes des eaux usées domestiques:

- les matières en suspension (MES) exprimées en mg / litre. Ce sont les matières non dissoutes contenues dans l'eau. Elles comportent à la fois des éléments minéraux et organiques;
- la demande biochimique en oxygène (DBO), exprimée en mg d'oxygène par litre. Elle exprime la quantité de matières organiques biodégradables présente dans l'eau. Plus précisément, ce paramètre mesure la quantité d'oxygène nécessaire à la destruction des matières organiques grâce aux phénomènes d'oxydation par voie aérobie. Pour mesurer ce paramètre, on prend comme référence la quantité d'oxygène consommé au bout de cinq jours. C'est la DBO5, demande biochimique en oxygène sur cinq jours ;
- la demande chimique en oxygène (DCO), exprimée en mg d'oxygène par litre. Elle représente la teneur totale de l'eau en matières oxydables. Ce paramètre correspond à la quantité d'oxygène qu'il faut fournir pour oxyder par voie chimique ces matières ;
- Les teneurs en azote et en phosphore sont également des paramètres très importants. Les rejets excessifs de phosphore et d'azote contribuent à l'eutrophisation des lacs et des cours d'eau. Ce phénomène se caractérise par la prolifération d'algues et la diminution de l'oxygène dissous, ce qui appauvrit la faune et la flore des eaux superficielles (cours d'eau, lacs, etc.).

Cette fragilité du milieu naturel a été prise en compte par la réglementation avec la notion de "zones sensibles".

Les eaux usées contenant aussi des contaminants microbiologiques, bactéries, virus pathogènes et parasites, le rejet des eaux usées à proximité de lieux de baignade ou de zone d'élevage de coquillages fait courir un risque pour la santé. Il doit faire l'objet de précautions particulières.

Pour quantifier globalement les matières polluantes contenues dans les eaux usées domestiques (et assimilées), on utilise comme unité de mesure l' "équivalent-habitant". La notion d'équivalent-habitant est utilisée pour quantifier la pollution émise par une agglomération à partir de la population qui y réside et des autres activités non domestiques.

Selon la définition de la directive européenne du 21 mai 1991"relative au traitement des eaux urbaines résiduaires", un équivalent-habitant représente une DBO5 de 60 g d'oxygène par jour.

A titre d'illustration, la quantité de matières polluantes produite par Paris représente 13,4 millions d'équivalents-habitants par jour. Cette notion sert aussi à déterminer la capacité de traitement d'une station d'épuration urbaine.

7. Traitement des eaux résiduaires industrielles :

Alors que les rejets domestiques présentent des caractéristiques relativement peu variables l'extrême diversité des rejets industriels nécessite une investigation propre à chaque type d'industrie et souvent le recours à des procédés spécifiques.

La difficulté essentielle dans la lutte contre la pollution industrielle réside dans :

- la grande variabilité des types de rejets d'un secteur industriel à un autre ;
- la diversité des agents polluants rencontrés et donc des paramètres à prendre en compte.

Les rejets industriels peuvent être pollués par :

- des matières organiques (MO)
- des matières en suspension (MES)
- des matières azotées
- des matières phosphorées
- des toxiques : phénols, cyanures…
- des métaux lourds

3.1 Méthodologie de choix d'une filière de traitement :

Pour la bonne définition d'une station de traitement d'eaux résiduaires, il est nécessaire de connaître le type de pollution à traiter. On distingue :

- la pollution dispersée (ou non dissoute)
- la pollution dissoute.

3.2 Différents types de procédés adaptés au traitement d'une pollution dispersée :

- **Décantation :**

- Décanteurs canals : adaptés pour des particules de diamètre dp = 100 – 150 μm **[5]**

- Décanteurs verticaux
- Décanteurs lamellaires

- **Coagulation – floculation:**

Permet de traiter des particules de diamètres dp > 0.5 μm. **[5]**

- **Coalescence :**

Procédé adapté pour des séparations huile /eau avec des diamètres de gouttes > 5μm.**[5]**

- **Centrifugation** :

Centrifugeuses

- **Flottation :**

Flottation à air dissous (d_{bulle} = 40 – 50µm)**[5]**

- **Filtration :**

Filtres à pénétration (les plus courants sont les filtres à sable).

Filtration sur membrane

Microfiltration (d_{pore} > 0.1 µm)

Ultrafiltration (d_{pore} > 100 A)

Nanofiltration (arrêt de certains ions comme Ca^{2+})**[5]**

8. <u>La Réutilisation des eaux usées :</u>

L'importance des coûts d'amenée des eaux pour l'alimentation des villes, jointe à celle de leur évacuation, qui va de pair avec la raréfaction des ressources en eau, conduit un peu partout dans le monde, et pas seulement dans les zones arides ou semi-arides, à considérer la question de la réutilisation des eaux usées.

Le traitement des eaux usées a pour but, dans la plupart des cas, de les dépolluer suffisamment pour qu'elles n'altèrent pas la qualité du milieu naturel dans lequel elles seront finalement rejetées : rivières et mers.

En Europe et plus généralement dans les pays du Nord, le traitement d'un mètre cube d'eau usée produit de 350 à 400 grammes de boues. Plusieurs millions de tonnes dans le monde de matières sèches sont évacuées chaque année. Environ 75% sont valorisées en agriculture. Les reste sont incinérés ou dirigé en décharge.

L'agriculture permet aussi la réutilisation des eaux usées après un traitement minimal (l'eau n'est pas potable) aussi "L'irrigation.

4.1 <u>Lavage et transport industriel des matériaux:</u>

Dans beaucoup d'industries, le lavage et le transport des matériaux sont très peu exigeants en qualité de l'eau. C'est pourquoi les eaux usées épurées sont utilisées pour:

- le lavage des matières premières (charbon, gravier, etc.) et leur transport (craie par exemple).
- le transport des déchets (cendres d'une centrale thermique).
- le lavage d'entretien (wagon, sols, bouteilles, etc.).

- la fabrication de laine de verre.

4.2 Refroidissement industriel :

Nombre d'industries procèdent à des opérations de refroidissement consommant une importante quantité d'eau:

- centrales électriques
- réacteurs nucléaires
- pétrochimie
- chimie
- industrie du caoutchouc
- industrie automobile

4.3 L'irrigation:

Dans le cas de l'irrigation, les eaux usées sont utilisées après traitement biologique (boues activées ou lagunage le plus souvent). Leur intérêt réside dans le fait que :

- Les eaux contiennent des nutriments. Ils accroissent notablement les rendements agricoles et réduisent le recours aux engrais artificiels coûteux.
- Les autres sources d'eau utilisable en irrigation se raréfient en raison de leur potabilité tant recherchée.

4.4 Les utilisations municipales :

Elles peuvent couvrir une assez large gamme d'utilisations, qui ne requiert pas d'eau de qualité potable, par exemple :

- l'arrosage des parcs et jardins publics.
- le lavage des rues.
- la lutte contre les incendies.
- le nettoyage des engins de collecte des ordures ménagères.



"Partie expérimentale"

9. Description de la zone d'étude:

Le fameux Oued d'Ain-Sefra, est devenu un cours d'eau défiguré par la négligence d'autrui et est devenu une décharge à ciel ouvert. Ce fameux fleuve, l'emblème de la ville de Mostaganem, l'adoré des Mostaganémois où jadis l'ont baptisé à son honneur des lieux, des anciens journaux et des placettes et marchés souffre maintenant de la négligence et de l'incivisme de certains habitants qui le côtoient. En effet, si vous allez aujourd'hui visiter ses rives vous constaterez son état lamentable, une odeur nauséabonde qu'il dégage ainsi que les nombreuses ordures entassées dans ses rives. Autre fois connu par sa beauté qui ravie les passants, maintenant il est connu par sa laideur qui dégoûte les piétons.



Figure 23: Ville de Mostaganem-Oued Ain Sefra

Le réseau d'assainissement de la ville de Mostaganem est un mélange d'eaux usées urbaines et pluviales qui comporte trois sorties principales débouchant dans la mer Méditerranée.

La partie la plus importante de tout le réseau c'est la sortie dite Oued Ain-Sefra.

Le collecteur principal de ce dernier vient du sud de la ville , passant par le centre ville et débouche dans la mer au point de rejet STR2 sur un trajet d'une longueur de 11 km (voir figure **24**).

Le débit journalier total est estimé à 37757 m^3 /J. Il y a 14 collecteurs secondaires qui déversent dans l'oued sans oublier les eaux pluviales.

Le 1/3 de l’oued passe sur un canal en béton et le reste sur la terre conduisant à une infiltration des eaux vers les nappes d’eau souterraines.

10. Point d'échantillonnage :

Le point d’échantillonnage doit être situé à un endroit caractéristique de l’effluent où il y a suffisamment de turbulence pour assurer l’homogénéité du rejet, on a pris trois prélèvements de l’endroit situé à environ 50 mètres de l’eau de mer. Les échantillons ont été prélevés en trois semaines successives.

- ✓ Le premier prélèvement: 20/04/2014.
- ✓ Le deuxième prélèvement: 27/04/2014.
- ✓ Le troisième prélèvement: 04/05/2014.

Lorsqu’il s’agit des cours d’eau naturels ou dans les canaux, il convient de se placer loin de toute cause naturelle ou humaine de perturbation apportée aux conditions de l’écoulement.
La bonne planification de la campagne d’échantillonnage est nécessaire pour éviter les pertes et les erreurs. Plusieurs éléments doivent pris en compte lors de la planification d’une compagne d’échantillonnage, on cite les plus pertinents :

- Etablissement d’une liste des paramètres qui devront être analysés,
- Localisation du site du prélèvement,
- Détermination des cycles et des heures du fonctionnement du procédé à analyser afin de faire l’échantillonnage pendant ce temps,
- Détermination du type du réseau des rejets,
- L’échantillon doit être emballé par un corps noir pour éviter les réactions biologiques.

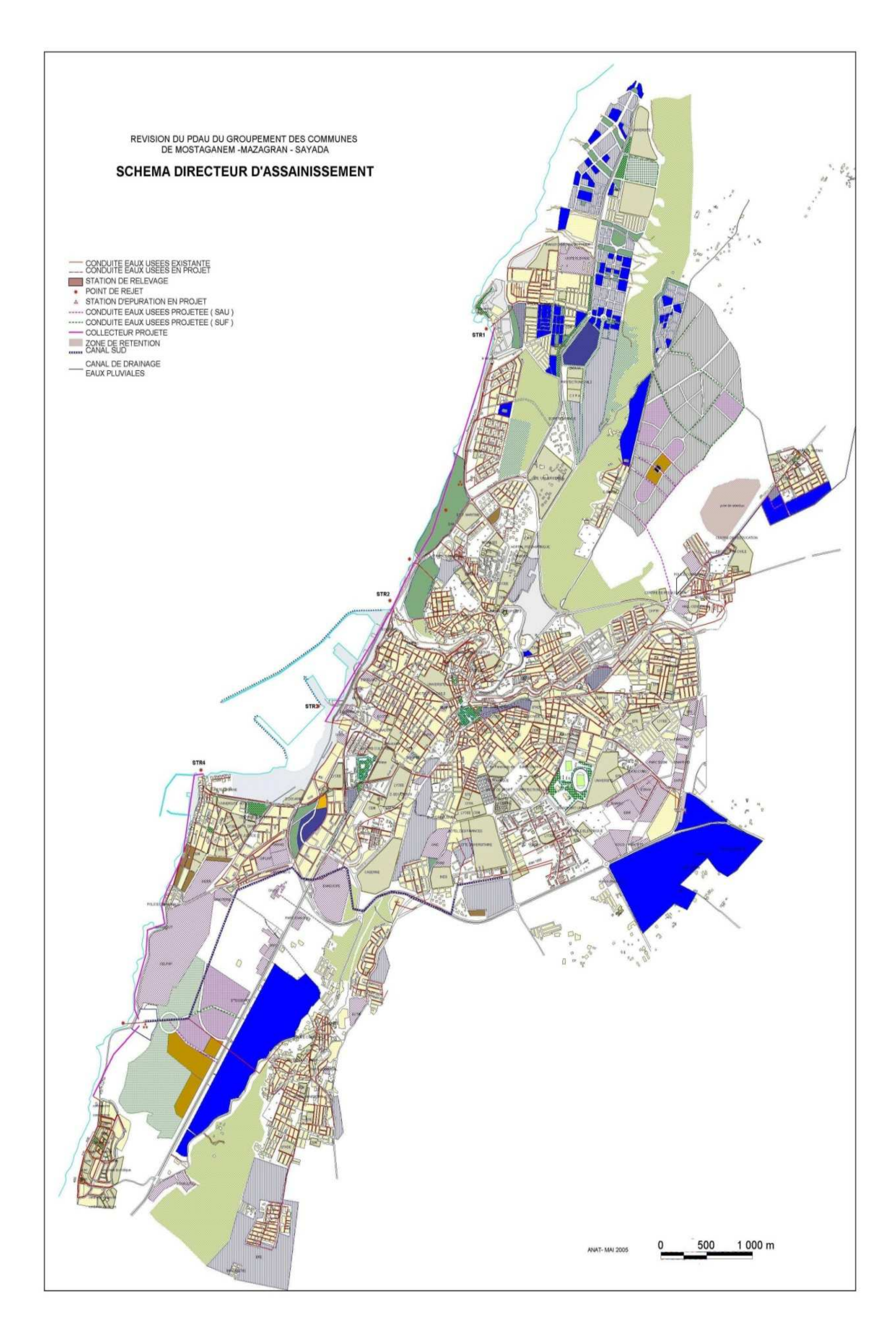


Figure 24 : Plan d'assainissement de la ville de Mostaganem

11. Produits et matériels utilisés :

3.1 Matériels et paramètres d'analyse :

3.1.1 Détermination de la température :

La détermination de la température a été faite à l'aide d'un thermomètre digital de 0.1°C de résolution.



Figure 25 : Thermomètre digital

On a plongé le thermomètre dans l'eau jusqu'à la teneur de la lecture et attendre jusqu'à ce qu'il s'établisse une valeur constante (environ 1 minute). Verser une portion de l'échantillon dans un récipient en verre rincé avec l'échantillon pour qu'il soit à la même température et placer la sonde de thermomètre dedans pour la connaître. Allumer le thermomètre et le laisser en contact avec l'échantillon (la sonde étant le plus enfoncée possible dans l'échantillon) jusqu'à ce que la mesure soit stable (la température est maintenue à une valeur constante durant au moins 10 secondes). Une fois ce point atteint, noter la température.

3.1.2 Determination du pH :

On a mesuré le pH à l'aide d'un pH-mètre, on introduit l'électrode dans l'échantillon jusqu'à ce que la valeur du relevé se stabilise.

Selon la sensibilité de pH-mètre, le pH est indiqué au maximum avec une précision de ±0.02. Ce pH-mètre contient un filtre à pore > 1µm permet d'empêcher les substances huileuses, les solides en suspension, les précipités ou autres matières de déchets qui peuvent couvrir l'électrode de verre et produire une réponse lente.



Figure 26 : pH-mètre de type HANNA

3.1.3 Détermination de la conductivité :

La conductivité mesure la capacité de l'eau à conduire le courant entre deux électrodes. La plupart des matières dissoutes dans l'eau se trouvent sous forme d'ions chargés électriquement. La mesure de la conductivité permet donc d'apprécier la quantité de sels dissous dans l'eau (chlorures, sulfates, calcium, sodium, magnésium…).

La conductivité est également fonction de la température de l'eau : elle est plus importante lorsque la température augmente. Les résultats de mesure doivent donc être présentés en termes de conductivité équivalente à 20 ou 25 C°.



Figure 27 : Conductimètre

On a déterminé la conductivité par un conductimètre de type WTW LF 318. On a introduit l'électrode dans notre échantillon, après la stabilisation de la valeur on l'a noté.

3.1.4 Détermination de la demande chimique en oxygène :

La demande chimique en oxygène (DCO) est définie comme la quantité d'oxygène égale à la teneur en matière organique d'un échantillon susceptible d'être oxydé à reflux en système fermé, par un oxydant chimique fort (dichromate de potassium) en milieu d'acide fort (acide sulfurique) et en présence d'un catalyseur (sulfate d'argent) sous l'action de la chaleur (150 ± 2 °C).

Le mode opératoire de la DCO est le suivant :

-Homogénéiser l'échantillon.

-Prélever à l'aide d'une pipette 2.5ml d'échantillon et l'introduire dans un tube.

-Ajouter lentement 1.5ml de la solution de digestion, à l'aide d'une pipette et l'introduire dans un tube de 10ml. Cette solution de digestion est déjà préparée par la méthode suivante :

- Peser exactement environ 10.2g de $K_2Cr_2O_7$, préalablement séché à 105°C±2°C pendant 2 heures, et dissoudre dans environ 500ml d'eau distillée. Ajouter doucement 167ml de H_2SO_4 et 33.3g de $HgSO_4$. Agiter jusqu'à dissolution complète, laisser refroidir et compléter à 1000ml avec de l'eau distillée.

-Ajouter lentement 3.5ml du réactif acide, visser fermement le bouchon. Par la suite mélanger en inversant. Lors du mélange, la chaleur dégagée est très grande.

- La préparation du réactif acide est déjà faite par la méthode suivante : Peser exactement environ 5.5g±0.1 d'Ag_2SO_4 et verser dans une bouteille de 1Kg de H_2SO_4. Laisser reposer environ 1 à 2 jours pour que l'Ag_2SO_4 soit complètement dissout. Inverser la bouteille 3 fois avant la première utilisation, pour s'assurer que la concentration de sulfate d'argent soit la même dans toute la bouteille. La solution doit être conservée à l'obscurité.

-Porter dans un bloc chauffant à température de 150°C pendant une période de 2 heures.

-Laisser refroidir.

-Ajuster la longueur d'onde du spectrophotomètre à 600nm±3nm.

-Essuyer les tubes avant de faire les lectures d'absorbance.

-Ajuster l’absorbance avec la solution témoin.

-Noter la lecture

-Noter la lecture d’absorbance des solutions étalons et des échantillons exprimée en mg O_2/l.

- Les appareils utilisés pour la DCO :



Figure 28 : Digesteur HACH LANGE LT200

Figure 29 : Spectrophotomètre HACH DR5000

3.1.5 <u>Détermination de la demande biochimique en oxygène :</u>

La Demande Biochimique en Oxygène (DBO) c’est la quantité d’oxygène nécessaire à la dégradation de la matière organique biodégradable d’une eau par le développement des micro-organismes (oxydation par voie biologique), après une période d’incubation de 5 jours à 20°C, on parle alors de la DBO5. Elle est très utilisée pour le suivi des effluents urbains. Elle est exprimée en mg O_2/l.

On a déterminé la DBO par le mode opératoire suivant :

-l’échantillon devra être analysé avant les 24h depuis l’échantillonnage et devra être au réfrigérateur à <5°C.

-Il faut qu'on effectue la DCO de l'échantillon à mesurer et une fois connue cette valeur faire une estimation de la DBO_5 sa valeur sera comprise entre 20% et 80% de la DCO. Le résultat de la DCO doit être multiplié par 0.2 ou 0.8 pour avoir l'intervalle, ce dernier permet de préciser le volume et le facteur pour calculer la DBO_5.

- Tableau de gamme de la DBO_5 (mg O_2/l) :

Volume (ml)	**intervalle**	**Facteur**
432	0-40	1
365	0-80	2
250	0-200	5
164	0-400	10
97	0-800	20
43.5	0-2000	50
22.7	0-4000	100

-Réchauffer ou refroidir l'échantillon à moins de 2°C de la température d'incubation. Qui est de 20°C.

-Appliquer de la graisse, dans ce cas le gel de silicone, sur le bord de chaque flacon ainsi que sur les cupules et les placer sur les goulots des bouteilles à incuber.

-Ajouter quelques pastilles de NaOH dans les copules en caoutchouc en prenant soin de ne pas en faire tomber dans les échantillons, si cela se produit il faut éliminer l'échantillon et en préparer un autre.

-Placer les flacons sur l'appareil raccorder le tuyau approprié et serrer correctement.

-Régler l'appareil comme indiqué dans le manuel d'utilisation du DBO mètre utilisé.

-La réalisation de l'essai est faite dans des bouteilles ambrées et incubation à 20±1°C pendant 5 jours; on note la valeur de chaque jour, la valeur de cinquième jour est celle de la DBO_5.

- Les appareils utilisés pour la DBO_5 :



Figure 30 : bouteille ambrée

3.1.6 Détermination Des Matières En Suspension :

La Séparation des matières en suspension a était réalisé par filtration sur disque filtrant en fibre de verre de cellulose de 47mm de diamètre et de porosité de 0,45µm.

La détermination doit être effectuée le plus tôt possible après le prélèvement de l'échantillon (avant les 48h depuis l'échantillonnage).

Le mode opératoire de la détermination des matières en suspension est le suivant :

Laver un disque filtrant, placé sur l'équipement de filtration, à l'aide d'eau distillée. Le sécher à (105±2) °C jusqu'à masse constante, laisser refroidir en dessicateur et peser.

Placer le filtre dans l'équipement de filtration et mettre en marche le dispositif d'aspiration.

-Verser progressivement 100 ml d'échantillon sur le filtre jusqu'à que le récipient soit vide.

Traitement des résultats :

Soient :

V : le volume en millilitres d'échantillon mis en jeu

M_0 : la masse, en milligrammes, du disque filtrant avant utilisation.

M_1 : la masse, en milligrammes, du disque filtrant après utilisation.

Le taux de matières en suspension, exprimé en milligrammes par litre, est donné par l'expression : $\frac{(M_1 - M_0)1000}{V}$

- **Les appareils utilisés pour la détermination des matières en suspension :**



Figure 31 : Equipement de filtration sous vide

3.1.7 Détermination du phosphore total et ortho phosphates :

Le phosphore est l'un des composants essentiels de la matière vivante. Les composés phosphorés ont deux origines, le métabolisme humain et les détergents. Dans les eaux usées, le phosphore se trouve soit sous forme d'ions orthophosphates isolés, soit sous forme d'ions phosphates condensés ou sous forme d'ions phosphates condensés avec des molécules organiques. Les orthophosphates correspondent au groupement PO_4^{3-}, ces phosphates sont fixés facilement par le sol, leur présence dans les eaux souterraines est souvent liée à la nature des terrains traversés, à la décomposition de la matière organique, aux engrais phosphatés industriels entraînés par lessivage ou par infiltration.

Les ions phosphates réagissent en solution acide avec les ions molybdate et antimoine pour donner un complexe de phosphore molybdate d'antimoine .Celui-ci et réduit par l'acide ascorbique en bleu de molybdène.

Les phosphates dans les sols et les eaux de surface sont supérieures à 0,3 mg/l en raison de la pollution de l'humain. L'eau de mer contenant une moyenne de 0,07 mg de P/L. L'eau potable doit contenir des concentrations traces de phosphate.

❖ **Réalisation de l'essai du phosphore total :**

- la gamme choisie est LCK 349 (0.05_1.50 mg/l pour le phosphore total et 0.15_4.50 mg/l pour les orthophosphates).

-Enlever délicatement la feuille de protection des DosiCap zip détachable de cuve LCK.

-Selon le test choisi, LCK 349, placer 2 ml de l'échantillon, dans une cuve de réaction puis visser les DosiCap zip en dirigeant le cannelage vers le haut. Secouer énergiquement.

-Dans une autre cuve, le même processus avec une solution de contrôle (témoin), en alternant faible concentration et forte concentration en prenant en compte la plage de mesure du kit choisi.

-Insérer les cuves dans le digesteur et programmer selon les instructions techniques à 100 ± 3°C pendant 60 ± 5 minutes. L'appareil s'arrête automatiquement après cette heure.

-Refroidir les cuves à température ambiante.

-Dans les cuves refroidies, ajouter 0.2 ml du réactif B, visser le DosiCap C et mélanger le contenu des cuves à plusieurs reprises, attendre 10 minutes, mélanger à nouveau et bien essuyer l'extérieur des cuves.

-Mettre la cuve dans le spectrophotomètre de type DR5000 et noter la lecture.

- ❖ **Réalisation de l'essai des orthophosphates :**

Test en cuve LCK 349.

-Dévisser le DosiCap zip détachable de cuve LCK qui ne sera pas utilisé dans cette méthode.

-Selon le test choisi, LCK 349, placer 2 ml de l'échantillon, dans une cuve de réaction.

-Ajouter 0.2 ml du réactif, visser le DosiCap C et mélanger le contenu de cuve, attendre 10 minutes, mélanger à nouveau et bien essuyer l'extérieur de cuve, et placer dans le spectrophotomètre.

-Noter la lecture.

Tableau 7 : résultats des analyses obtenus

	1er échantillon	2ème échantillon	3ème échantillon

Température	19.4°C	16.3°C	16.2°C
pH	7.97 à 20.2°C	7.55 à 16.3°C	7.33 à 20.3°C
Conductivité	1880 µS/cm à 20.5°C	1539 µS/cm à 16.3°C	1349 µS/cm à 20.3°C
DCO	128 mg/l_{O2}	190.45 mg/l_{O2}	155 mg/l_{O2}
DBO_5	45 mg/l_{O2}	130 mg/l_{O2}	90 mg/l_{O2}
MES	50 mg/l	90mg/l	95 mg/l
Phosphore total	2.58 mg/l	8.58mg/l	5.36 mg/l
Orthophosphates	4.02 mg/l	6.14mg/l	*4.16* mg/l

3.2 La coagulation-floculation :

- Après avoir les résultats de nos analyses on a laissé cette eau à décanter. Après deux jours on a rien observé.
- Alors notre effluent est chargé par des particules colloïdales non décantables rapidement.
- On a proposé la coagulation-floculation comme un prétraitement pour faciliter la décantation de ces dernières.

11.1.1 Produits et matériels utilisés:

c) **Produits :**

- **Solutions de coagulant :**

Au cours de nos essais, nous avons utilisé comme réactif coagulant le sulfate d'aluminium hydraté $Al_2(SO_4)_3.18H_2O$.

-Le sulfate d'alumine que nous avons utilisé lors de cette étude est un produit fabriqué par Panreac (compagnie espagnole) dont la fiche technique est la suivante:

Ph solution 5%..≥2.5

Insoluble en H2O………………………………0.05%

Acide (en H2SO4)………………………………..0.1%

Chlore (Cl)………………………………………0.01%

Ammonium (NH4)………………………………0.02%

Arsenic (As)……………………………………...0.0002%

Cuivre (Cu)………………………………………..0.005%

Fer (Fe)……………………………………………..0.01%

Nickel (Ni)………………………………………....0.005%

Plomb (Pb)…………………………………………0.005%

Formule chimique..$Al_2(SO_4)_3$.

- **Solution de floculant :**

Nous avons utilisé dans notre travail la chaux éteinte $Ca(OH)_2$ comme un floculant.

d) **Matériels et méthode de travail :**

- **Le Jar-test :**

Depuis plus de 50 ans, le Jar Test est la technique standard utilisée pour optimiser l'addition de coagulants et de floculants dans le domaine du traitement de l'eau.

Le Jar-test est un appareil qui permet de déterminer la concentration optimale du coagulant pour le processus de coagulation floculation.



Figure 32 : Jar-test

Toutes les doses sont exprimées en poids de produits commerciaux (solution ou poudre). Le mode de travail de cet appareil se fait selon le protocole général bien connu du "Jar-test", sur un floculateur "FLOC TESTER/AQUALYTIC" muni de six béchers de 01 litre.

11.1.2 <u>Mode opératoire de coagulation-floculation :</u>

- Mettre le floculateur dans un endroit protégé de la chaleur, des courants d'air et des vibrations.
- Remplir les béchers de floculation avec notre échantillon (eau usée urbaine d'Oued Ain-Sefra) en prenant soin d'effectuer de prélèvements homogènes, ces béchers doivent contenir des volumes identiques de 1 litre. Placer les béchers sur le floculateur et abaisser les hélices dans l'eau (exactement au milieu de la solution), mettre en route le moteur et régler à la vitesse d'agitation maximale environ de 260 tr/min.

- Au temps 0min, ajouter le coagulant le plus rapidement possible de façon identique dans chaque bécher. Les doses soumissent de façon croissante (0.5, 1, 1.5, 2, 2.5, 3, 3.5, 4g).
- Puis après 5 minutes d'agitation rapide, réduire la vitesse de façon à obtenir 60 tours par minute pour favoriser la floculation. Cette floculation est améliorée par un ajout d'un autre réactif adjuvant, dans notre cas il s'agit de la chaux éteinte $Ca(OH)_2$, on a ajouté respectivement aux réactifs précédents 0.16, 0.33, 0.5, 0.7, 0.83 ,1 ,1.16 ,1.33g.
- Après 15 à 20 minutes d'agitation lente, on voit apparaitre de petits flocs.
- On éteint l'appareil de jar-test et on relève lentement les hélices.

Calcul la quantité nécessaire de la chaux:

La quantité de la chaux a été calculée selon la méthode suivante :

- **Pour 0.5g de sulfate d'aluminium:**

$Al_2(SO_4)_3.18H_2$ ⟶ $2Al^{+3}+3SO_4^{-3}+18H_2O$

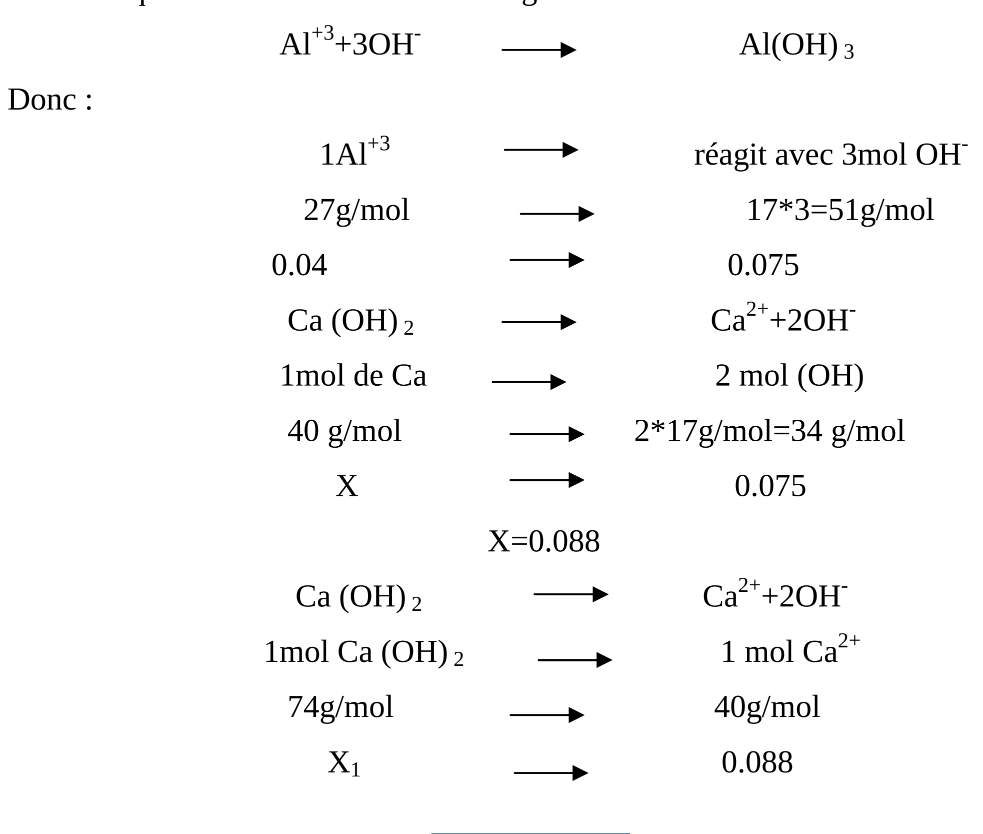
1mol de $Al_2(SO_4)^{-3}$ ⟶ 2mol d'ion d'Al

Donc:

666g/mol ⟶ 54g/mol

0.5g ⟶ 0.04g

Dans la liqueur les ions d'Al vont se réagir avec les ions d'OH^- donc on obtient:



$Al^{+3}+3OH^-$ ⟶ $Al(OH)_3$

Donc :

$1Al^{+3}$ ⟶ réagit avec 3mol OH^-

27g/mol ⟶ 17*3=51g/mol

0.04 ⟶ 0.075

$Ca(OH)_2$ ⟶ $Ca^{2+}+2OH^-$

1mol de Ca ⟶ 2 mol (OH)

40 g/mol ⟶ 2*17g/mol=34 g/mol

X ⟶ 0.075

X=0.088

$Ca(OH)_2$ ⟶ $Ca^{2+}+2OH^-$

1mol $Ca(OH)_2$ ⟶ 1 mol Ca^{2+}

74g/mol ⟶ 40g/mol

X_1 ⟶ 0.088

X_1=0.16g

- **Pour 1g de sulfate d'aluminium:**

$Al_2(SO_4)_3.18H_2$ ⟶ $2Al^{+3}+3SO_4^{-3}+18H_2O$

1mol de $Al_2(SO_4)^{-3}$ ⟶ 2mol d'ion d'Al

Donc:

666g/mol ⟶ 54g/mol

1g ⟶ 0.081g

Dans la liqueur les ions d'Al vont se réagir avec les ions d'OH^- donc on obtient:

$Al^{+3}+3OH^-$ ⟶ $Al(OH)_3$

Donc :

$1Al^{+3}$ ⟶ réagit avec 3mol OH^-

27g/mol ⟶ 17*3=51g/mol

0.081 ⟶ 0.153

$Ca(OH)_2$ ⟶ $Ca^{2+}+2OH^-$

1mol de Ca ⟶ 2 mol (OH)

40 g/mol ⟶ 2*17g/mol=34 g/mol

X ⟶ 0.153

X=0.18

$Ca(OH)_2$ ⟶ $Ca^{2+}+2OH^-$

1mol $Ca(OH)_2$ ⟶ 1 mol Ca^{2+}

74g/mol ⟶ 40g/mol

X_2 ⟶ 0.18

X_2=0.33g

- **Pour 1.5g de sulfate d'aluminium:**

$Al_2(SO_4)_3.18H_2$ ⟶ $2Al^{+3}+3SO_4^{-3}+18H_2O$

1mol de $Al_2(SO_4)^{-3}$ ⟶ 2mol d'ion d'Al

Donc:

666g/mol ⟶ 54g/mol

1.5g ⟶ 0.121g

Dans la liqueur les ions d'Al vont se réagir avec les ions d'OH^- donc on obtient:

$Al^{+3}+3OH^-$ ⟶ $Al(OH)_3$

Donc :

$1Al^{+3}$ → réagit avec 3mol OH^-

27g/mol → 17*3=51g/mol

0.121 → 0.228

Ca $(OH)_2$ → $Ca^{2+}+2OH^-$

1mol de Ca → 2 mol (OH)

40 g/mol → 2*17g/mol=34 g/mol

X → 0.228

X=0.268

Ca $(OH)_2$ → $Ca^{2+}+2OH^-$

1mol Ca $(OH)_2$ → 1 mol Ca^{2+}

74g/mol → 40g/mol

X_3 → 0.268

X_3=0.5g

- **Pour 2g de sulfate d'aluminium:**

$Al_2(SO_4)_3.18H_2$ → $2Al^{+3}+3SO_4^{-3}+18H_2O$

1mol de $Al_2(SO_4)^{-3}$ → 2mol d'ion d'Al

Donc:

666g/mol → 54g/mol

2g → 0.162g

Dans la liqueur les ions d'Al vont se réagir avec les ions d'OH^- donc on obtient:

$Al^{+3}+3OH^-$ → $Al(OH)_3$

Donc :

$1Al^{+3}$ → réagit avec 3mol OH^-

27g/mol → 17*3=51g/mol

0.162 → 0.306

Ca $(OH)_2$ → $Ca^{2+}+2OH^-$

1mol de Ca → 2 mol (OH)

40 g/mol → 2*17g/mol=34 g/mol

X → 0.306

X=0.36

$Ca(OH)_2$	⟶	$Ca^{2+}+2OH^-$
1mol $Ca(OH)_2$	⟶	1 mol Ca^{2+}
74g/mol	⟶	40g/mol
X_4	⟶	0.36

X_4=0.7g

Par la même méthode, on calcule les doses de la chaux pour 2.5, 3, 3.5, 4g de sulfate d'aluminium.

- **Point important :**

- L'échantillon doit être soigneusement homogénéisé avant le sous-tirage pour remettre les particules en suspension.

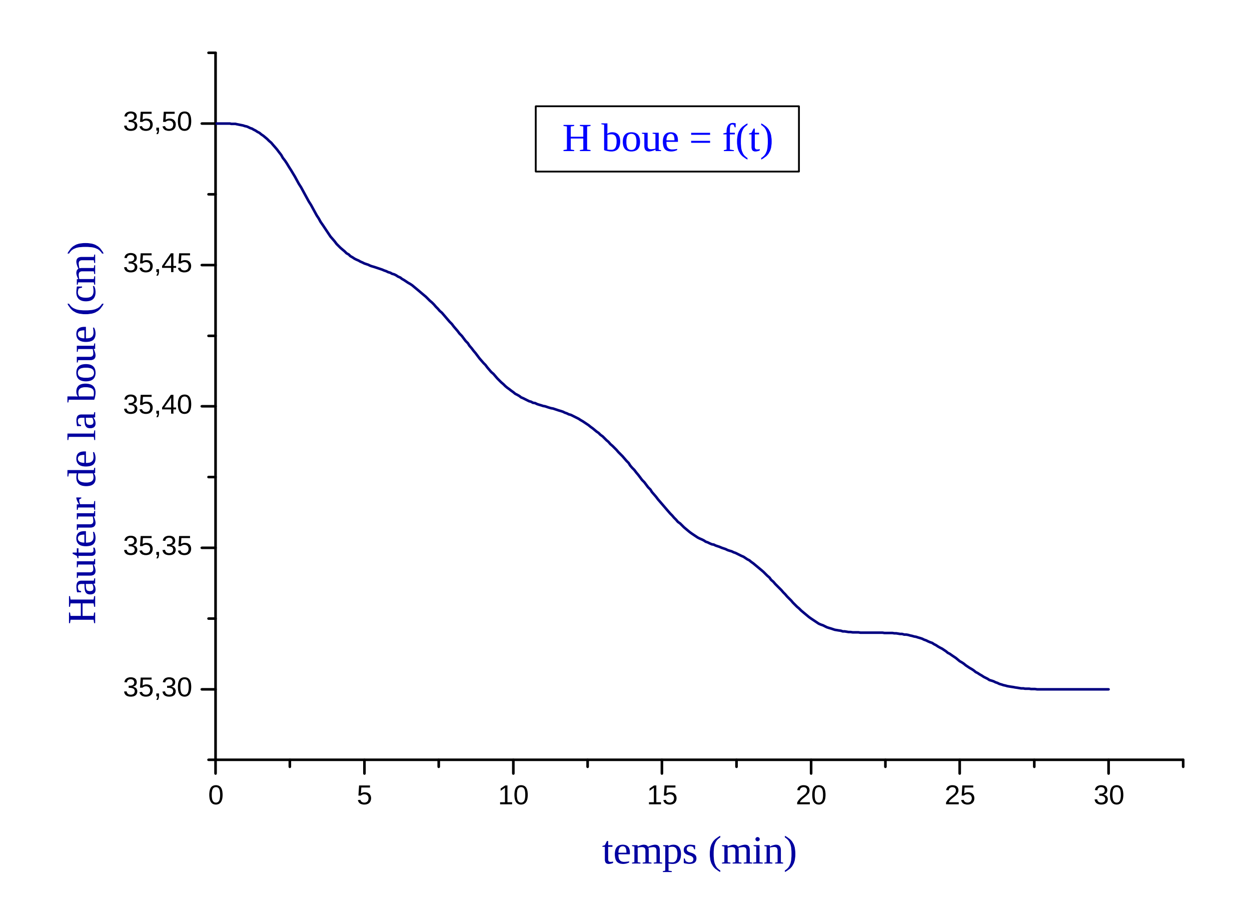
- Etant donné la longueur des manipulations et les temps d'agitation rapides relativement courts, il convient de préparer les doses de coagulant à l'avance et de l'injecter dans tous les échantillons en même temps

11.2 Décantation:

- La décantation est la méthode de séparation la plus fréquente des particules colloïdales rassemblés sous forme de floc. Il s'agit d'un procédé de séparation solide/liquide basé sur la pesanteur.
- Après l'étape de coagulation –floculation on a passé au traitement de décantation pour séparer le surnagent de la boue.
- Remplir l'eau qui est déjà traité (par coagulation-floculation) de chaque floculant dans une éprouvette de 1 litre, et faire la décantation des flocs formées, jusqu'à l'obtention de la décantation totale et la formation de la zone de compression.
- On trace les courbes de nos huit essais selon la théorie de KYNCH, la hauteur de boue en fonction du temps (chaque 2 minute) à l'aide du logiciel ''Origine version 6.0''.

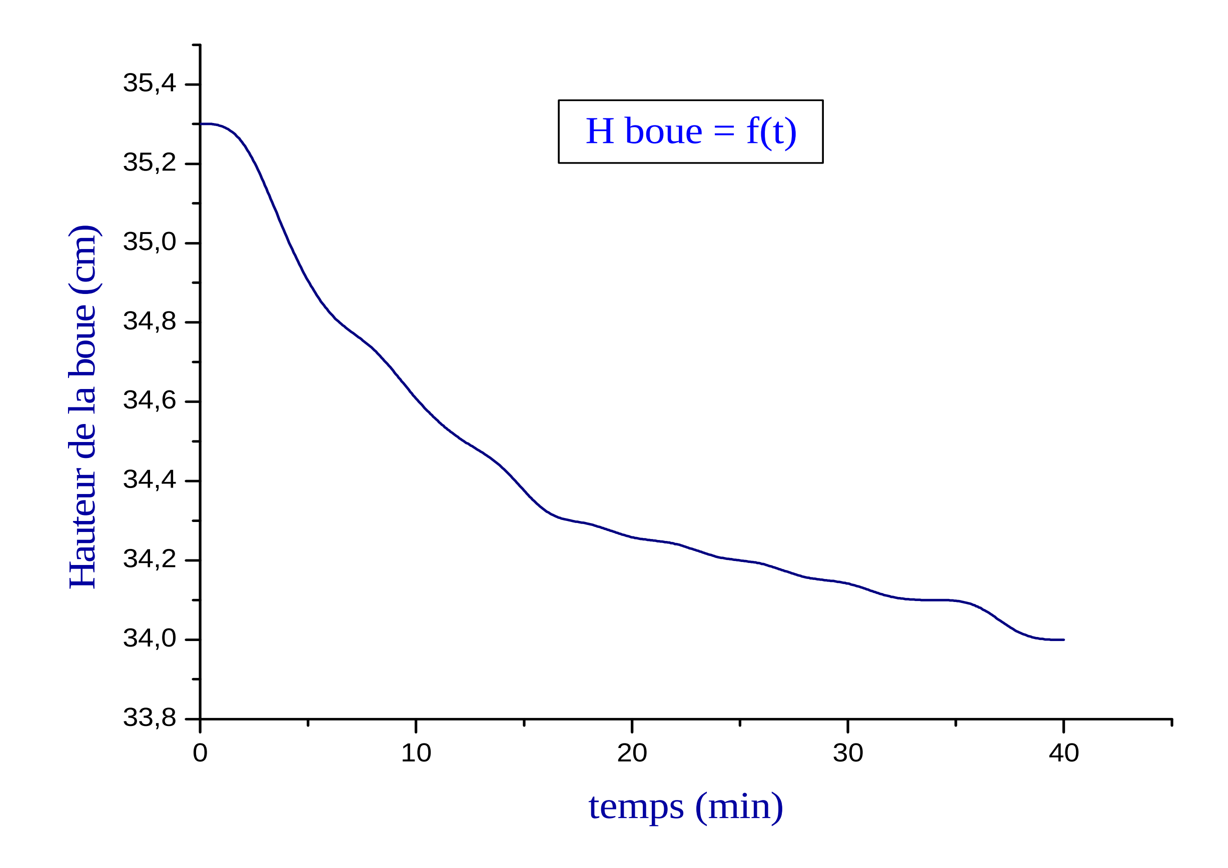
11.2.1 Courbes de décantation et leurs interprétations:

Les graphes suivant montrent les résultats de décantation de la boue de l'effluent traité par coagulation-floculation. Dans chaque essai, on a augmenté la dose du coagulant+adjuvant utilisé.



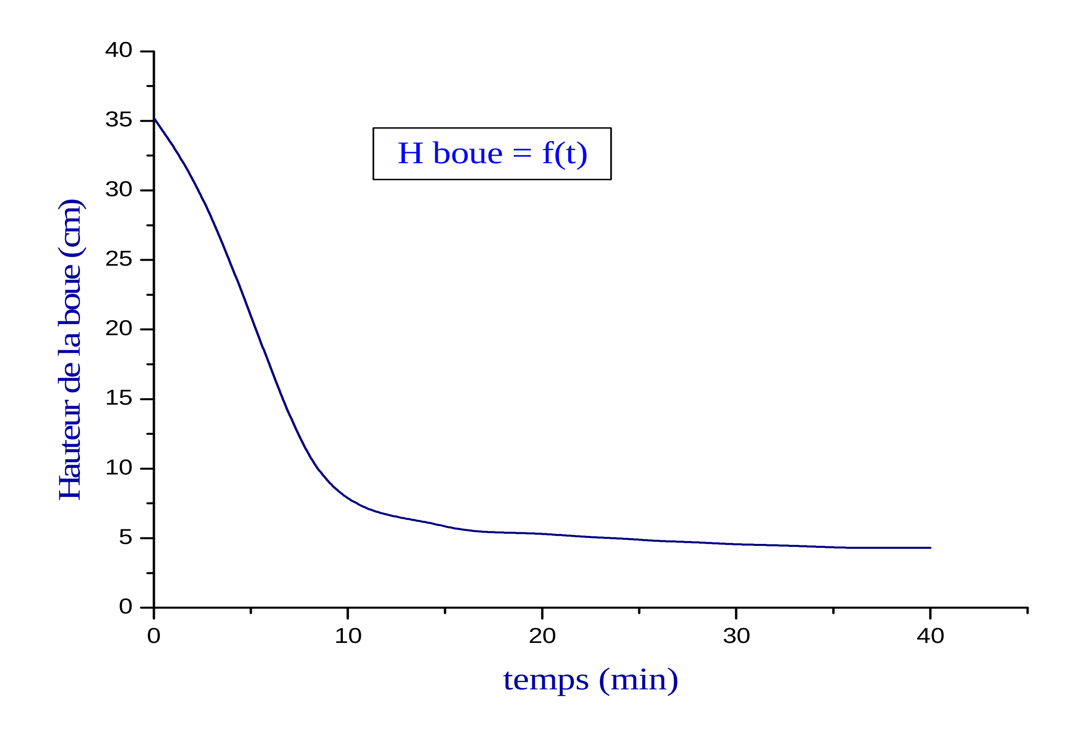
Graphe N°1: Courbe du 1ère dose 0.5 g [$Al_2(SO)_4$,18 H_2O] +0.16 g $Ca(OH)_2$.

Pour la première dose (graphe N°1), la courbe nous montre que la décantation n'est pas favorable, elle est trop lente, cela prouve que la quantité du coagulant+adjuvant ajoutée est insuffisante pour diminuer le potentiel zêta, qui est le responsable de la stabilité des particules colloïdales chargées négativement.



Graphe N°2: courbe du 2ème dose 1 g [Al_2 (SO) $_4$, 18 H_2O] +0.33 g Ca $(OH)_2$.

Pour la deuxième dose (graphe N°2), malgré qu'on a augmenté la dose du coagulant+adjuvant, la décantation reste médiocre, donc les particules colloïdales présentes dans notre effluent n'ont pas encore été déstabilisée, cela est due aux forces de répulsion qui restent supérieures à ceux d'attraction.



Graphe N°3: courbe du 3ème dose: 1.5 g [$Al_2(SO)_4$,18 H_2O] +0.5 g $Ca(OH)_2$.

Pour la troisième dose (graphe N°3), la décantation est devenue favorable, cela prouve que la dose du coagulant+adjuvant utilisée à déstabilisée les particules colloïdales, qui se sont agglomérer pour sédimenter.

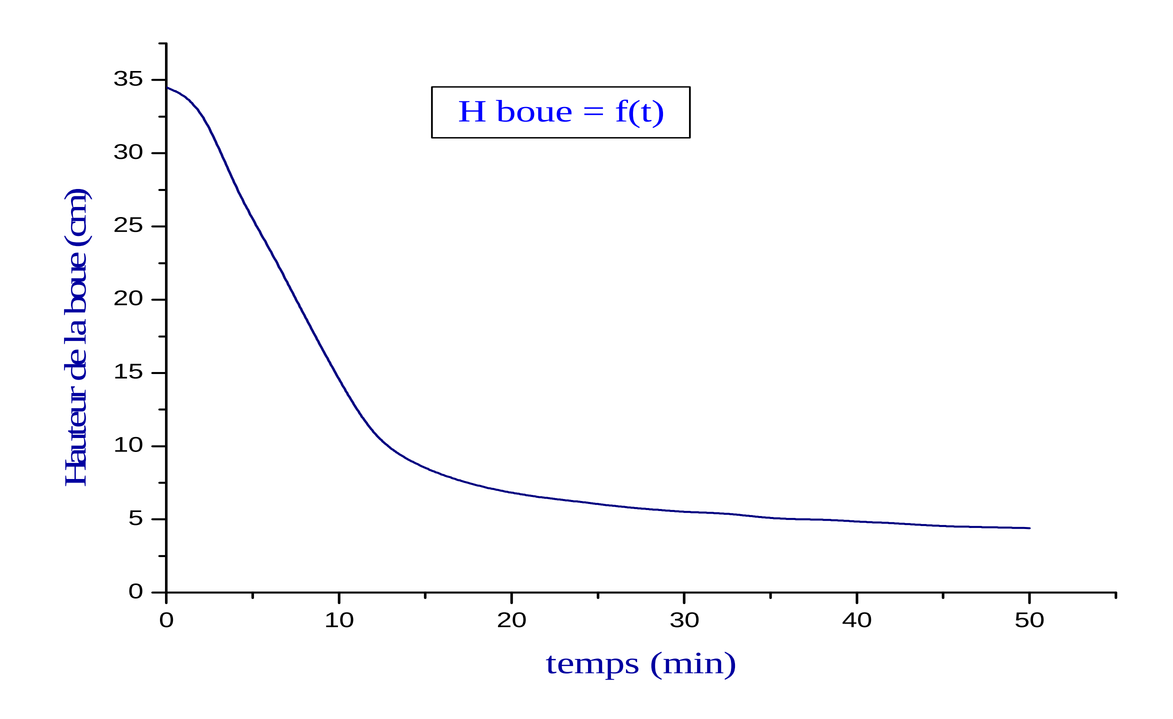
Selon la théorie de la sédimentation, on peut se subdiviser cette courbe en 4 domaines :

Le premier domaine consiste la durée initiale de la floculation des particules déstabilisées ;

Le deuxième domaine ; dans lequel les flocs commencent à se rassembler en flocons de grande taille, ici la décantation fait une chute avec une vitesse constante.

Le troisième domaine où la sédimentation est faite d'une façon globale.

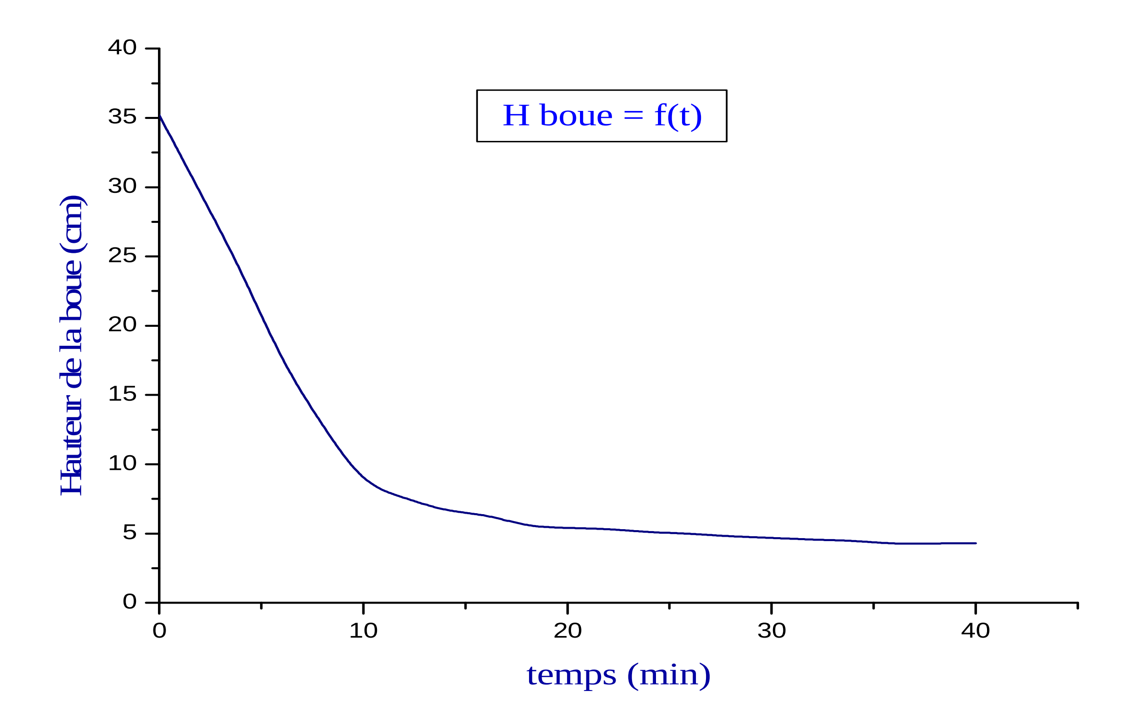
Le quatrième domaine on est arrivée à la dernière étape de la décantation, où on a une zone de compression, dans la quelle les flocons sont en contact et forment des pseudo-réseaux rigides.



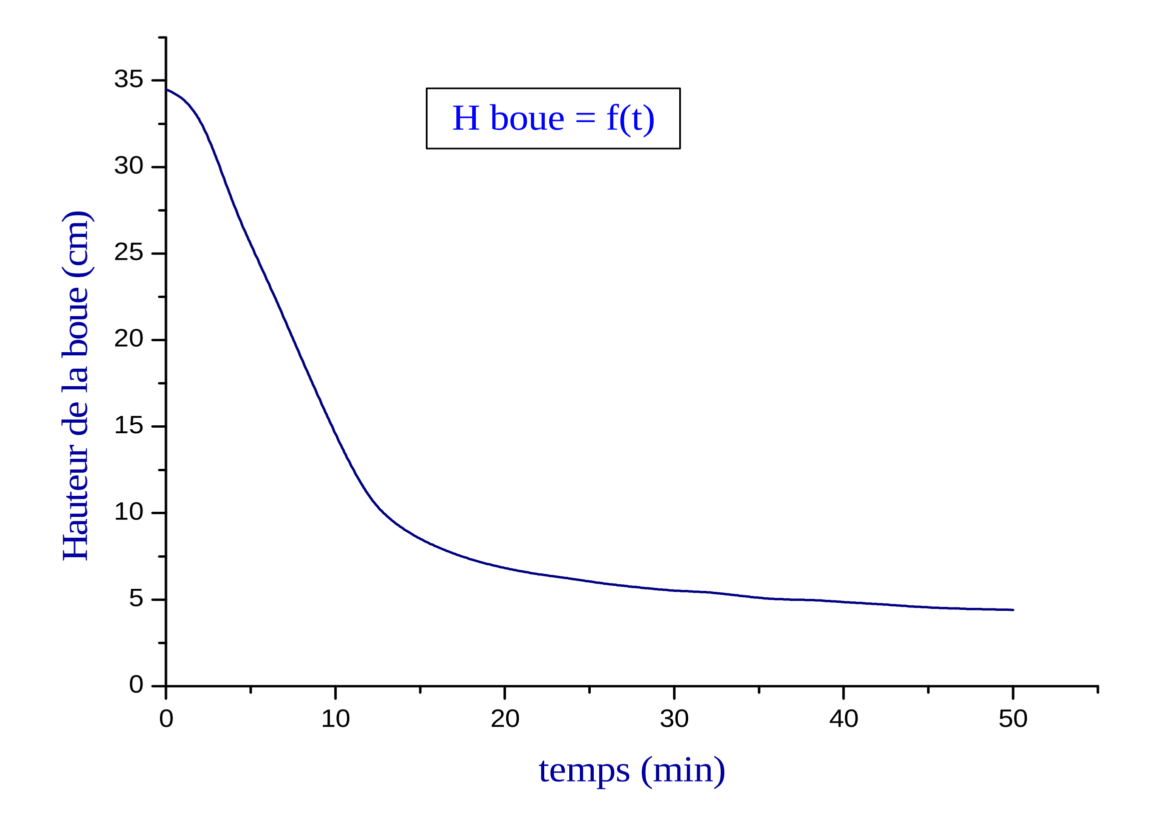
Graphe N°4: courbe du 4^{ème}dose: 2 g [$Al_2(SO)_4$,18 H_2O] +0.7 g $Ca(OH)_2$.

Pour la quatrième dose (graphe N°4), la décantation est aussi favorable.

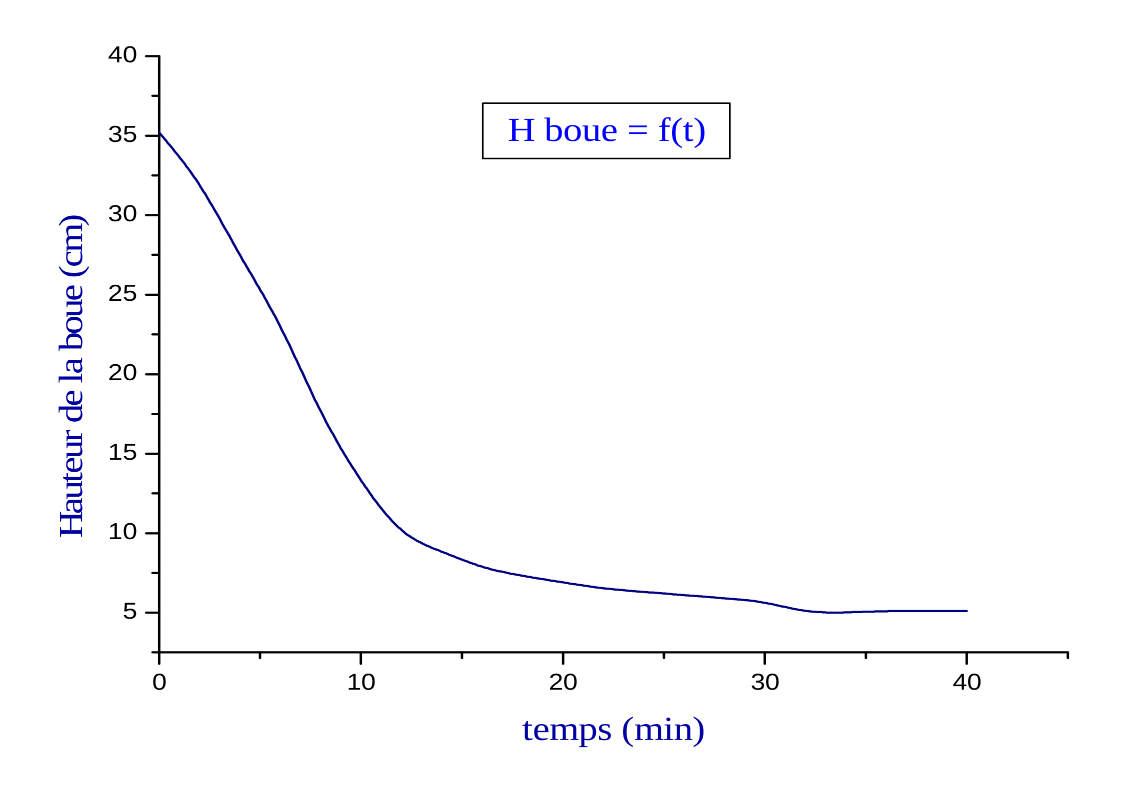
Pour les dernières doses (graphe N°5 à N°8) , la courbe de décantation est plus marquée par rapport aux précédentes car elle décrit bien les trois domaines, le premier domaine est inexistant dans le graphe N°6 car la floculation est faite rapidement, alors on peut dire que la quantité du coagulant+adjuvant ajoutée est suffisante pour neutraliser les particules chargées négativement, mais il faut faire attention, car l'injection excessive de coagulant pourrait charger les particules positivement et recréer des forces répulsives empêchant alors la création des flocs et donc on peut rencontrer d'autres problèmes



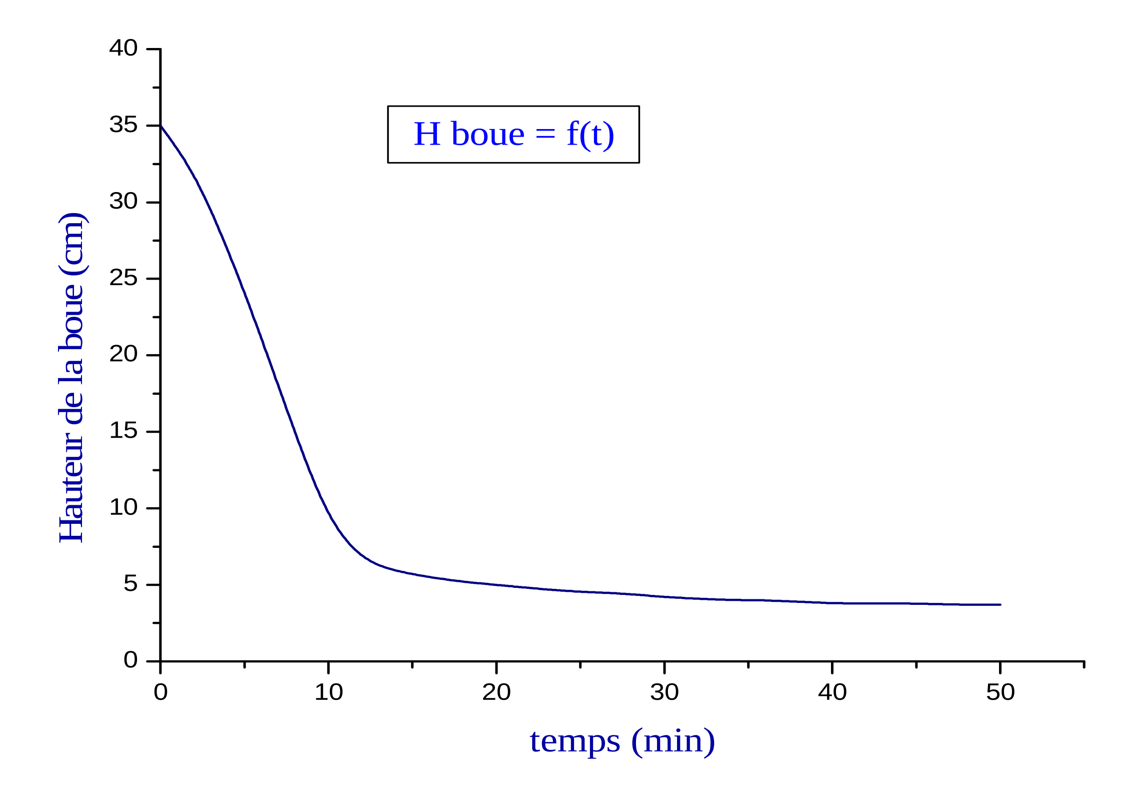
Graphe N°5: courbe du 5ème dose: 2.5 g [$Al_2(SO)_4$,18 H_2O] +0.83 g $Ca(OH)_2$



Graphe N°6: courbe du 6^{eme}dose: 3 g [$Al_2(SO)_4$,18 H_2O] +1g $Ca(OH)_2$



Graphe N°7: courbe du 7ème dose 3.5 g [Al $_2$ (SO)$_4$,18 H_2O] +1.16g $Ca(OH)_2$



Graphe N°8: courbe du 8ème dose: 4 g [Al_2(SO)$_4$,18 H_2O] +1.33g $Ca(OH)_2$


Conclusion

Le processus de coagulation-floculation a fait apparaître divers mécanismes, souvent complexes et dépendant fortement du pH de l'eau à traiter. En outre, les chercheurs s'intéressent de plus en plus à optimiser cette étape pour un meilleur abattement des polluants, notamment organiques. Certains ont porté leur choix sur l'amélioration des performances des réactifs coagulants et adjuvants de floculation (coagulants minéraux, polymères organiques,...). Mais la plupart des travaux s'accordent à conclure que l'optimisation et l'ajustement de paramètres physico-chimiques de l'eau ou du dosage du coagulant peuvent conduire à une floculation et une élimination des matières en suspension, des matières colloïdales et des macromolécules susceptibles de communiquer à l'eau une turbidité ou une couleur indésirables. Il s'agit de matières organiques aussi bien que minérales.
L'étude expérimentale que nous avons menée a été consacrée à l'élimination, par coagulation-floculation au sulfate d'aluminium, les MES et les colloïdes existants dans l'eau traitée d'Oued Ain Sefra qui traverse la ville de Mostaganem.
A partir des résultats des analyses et discussions présentés, nous avons pu conclure que :

-Les eaux usées urbaine de la ville de Mostaganem sont polluées notamment en matière organique (colloïdes) avec une quantité de matières en suspensions (MES **50 à 90** mg/l).

- Les concertations en MES varient selon la qualité des eaux mise en jeu dans l'Oued; la deuxième et la troisième semaine du prélèvement sont les plus chargés en MES, par contre la première semaine est la plus faible en charge MES ; ceci dépend de la nature des rejets.

- Le pH est l'un des paramètres les plus importants qu'il faut noter, du fait qu'il joue un rôle déterminant dans la coagulation ; la valeur du pH de notre effluent est environ de 7; la valeur du pH décroit avec la diminution de la température.
- La température joue un rôle très important pour la plage de pH et la formation des flocs.
- Selon les analyses faites on constate que les paramètres mesurés sont dans les normes, reste à vérifier d'autres paramètres biologique et chimique pour compléter les analyses.

- Le temps d'agitation est un facteur important, qu'il faut prendre en compte, pour le bon déroulement du procédé de coagulation floculation (mode opératoire du jar-test).
-Après traitements dans une station d'épuration, ces eaux, peuvent être réutilisées dans l'agriculture pour l'irrigation de diverses cultures. En outre, c'est un processus de valorisation des eaux dépolluées qui participe à protéger notre environnement.

Références Bibliographiques :

[1] Yves MOTTOT. Texte de la 279e conférence de l'Université de tous les savoirs donnée. Coagulant et floculant. Le 5 octobre 2000.

[2] Pierre MOUCHET. Traitement des eaux avant utilisation. Matières particulaires. Technique d'ingénieur. G 1 170.

[3] LAKHDARI Bouazza. (2011). Effet de la coagulation-floculation sur la qualité des eaux épurées de la STEP de Ain El Houtz. Mémoire de Magister. Département de chimie. Université ABOU BEKR BELKAID-TLEMCEN.

[4] HUBERT Cabane. 2011. GCI 720_Conception : Usine de traitement des eaux potables. Chapitre 3 : la coagulation, la floculation et l'agitation.

[5] Dr.R.SALGHI. cours. Différents filières de traitement des eaux. Ecole Nationale des Sciences Appliquées d'Agadir ENSA. Université IBN ZOHR.

[6] Yves MICHEL. William MOREAUD. Laetitia SALVADORI. Licence prétraitement des eaux. TP Jartest.

[7] EAUDEPARIS. Conf 2006/63. Traitement de potabilisation des eaux de surface. Coagulation floculation séparation.

[8] Christelle WISNIEWSKI. 2010. Le traitement des effluents liquides. Les procédés physico-chimiques. UFR des sciences Pharmaceutiques et Biologiques. Université Montpelier 1. UM1.

[9] Moise Desire DIHANG.(2007). Mécanismes de coagulation et de floculation de suspensions d'argiles diluées rencontrées en traitement des eaux. Mémoire du doctorat. Université PAUL SABATIER. TOULOUSE III.

[10] Pierre PLAZY. El-Aïd JDID. Jean Luc BERSILLON. Décantation. Aspects théoriques. Technique d'ingénieur. J 3 450.

[11] Pierre PLAZY. El-Aïd JDID. Jean Luc BERSILLON. Décantation. Equipements et procédés. Technique d'ingénieur. J 3 451.

[12] B.Méot et Z.Alamy aout 1990 R31588 : les eaux usées urbaines, réglementation des rejets urbains traitement de finition par géoépuration BRGM (l'entreprise au service de la terre).

[13] http:// www.joradp.dz

[14] http:// www.hydro-land.com